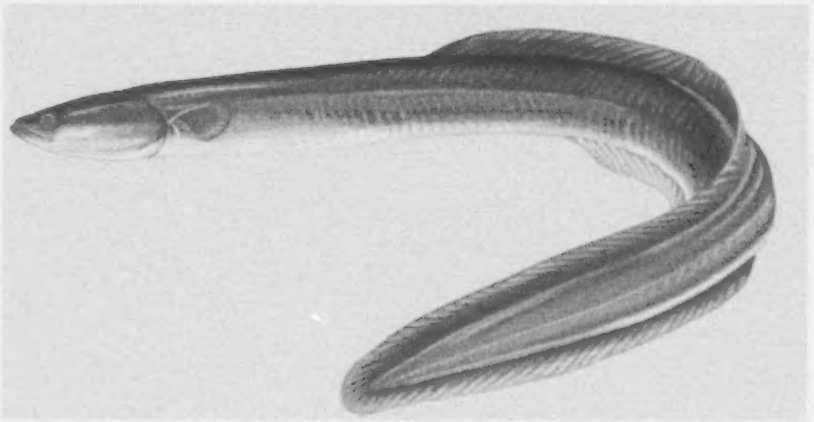
Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC

sur

L'anguille d'Amérique
Anguilla rostrata

au Canada



MENACÉE
2012

COSEPAC
Comité sur la situation
des espèces en péril
au Canada

COSEWIC
Committee on the Status
of Endangered Wildlife
in Canada

Les rapports de situation du COSEPAC sont des documents de travail servant à déterminer le statut des espèces sauvages que l'on croit en péril. On peut citer le présent rapport de la façon suivante :

COSEPAC. 2012. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur l'anguille d'Amérique (*Anguilla rostrata*) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. xiii + 127 p. (www.registrelep-sararegistry.gc.ca/default_f.cfm).

Rapport(s) précédent(s) :

COSEPAC. 2006. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur l'anguille d'Amérique (*Anguilla rostrata*) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. x + 80 p. (www.registrelep.gc.ca/Status/Status_f.cfm).

Note de production :
Le COSEPAC remercie Valérie Tremblay pour avoir écrit le rapport sur la situation de l'anguille d'Amérique (*Anguilla rostrata*) au Canada, en vertu d'un contrat passé avec Environnement Canada. Ce rapport a été supervisé et révisé par Eric Taylor (Ph.D.), coprésident du Sous-comité de spécialistes des poissons d'eau douce du COSEPAC.

Pour obtenir des exemplaires supplémentaires, s'adresser au :

Secrétariat du COSEPAC
a/s Service canadien de la faune
Environnement Canada
Ottawa (Ontario)
K1A 0H3

Tél. : 819-953-3215
Téléc. : 819-994-3684
Courriel : COSEWIC/COSEPAC@ec.gc.ca
http://www.cosepac.gc.ca

Also available in English under the title COSEWIC Assessment and Status Report on the American Eel *Anguilla rostrata* in Canada.

Illustration/photo de la couverture :
Anguille d'Amérique — *Anguilla rostrata* (Lesueur, 1817). Illustration provenant du United States Fish and Wildlife Service (USFWS).

©Sa Majesté la Reine du chef du Canada, 2012.
N° de catalogue CW69-14/458-2012F-PDF
ISBN 978-1-100-99255-6

Papier recyclé

COSEPAC
Sommaire de l'évaluation

Sommaire de l'évaluation – mai 2012

Nom commun
Anguille d'Amérique

Nom scientifique
Anguilla rostrata

Statut
Menacée

Justification de la désignation
Cette espèce est largement répandue dans l'est du Canada, mais elle a connu des déclins marqués dans une partie importante de son aire de répartition (p. ex. le lac Ontario et le cours supérieur du fleuve Saint-Laurent). Bien que les tendances en matière d'abondance dans d'autres régions soient hautement variables, des déclins importants sont apparents dans plusieurs indices. La dégradation continue de l'habitat, particulièrement en raison des barrages et de la pollution, et les pêches existantes au Canada et ailleurs peuvent limiter le rétablissement.

Répartition
Ontario, Québec, Nouveau-Brunswick, Île-du-Prince-Édouard, Nouvelle-Écosse, Terre-Neuve-et-Labrador, Océan Atlantique

Historique du statut
Espèce désignée « préoccupante » en avril 2006. Réexamen du statut : l'espèce a été désignée « menacée » en mai 2012.

COSEPAC
Résumé

Anguille d'Amérique
Anguilla rostrata

Description et importance de l'espèce sauvage

L'anguille d'Amérique est un poisson au corps serpentiforme tout en longueur. Elle fait partie de la famille des anguilles d'eau douce et est la seule espèce nord-américaine du genre. L'anguille d'Amérique possède une mâchoire inférieure en saillie et une petite ouverture branchiale devant les nageoires pectorales qui sont placées haut sur les flancs. La nageoire dorsale est longue, commençant à peu près à mi-corps et s'étendant de telle manière qu'elle confiue avec les nageoires caudale et anale. L'anguille d'Amérique n'a pas de nageoires pelviennes et atteint une taille maximale d'environ 1 m. Elle joue un rôle important en tant que prédateur aquatique, est le principal poisson recherché par bien des pêches, est d'une grande importance pour les peuples autochtones et est considérée comme un excellent indicateur de l'intégrité de l'habitat.

Répartition

L'anguille d'Amérique est une espèce migratoire largement répartie dans les eaux douces, les estuaires et les eaux marines de la côte ouest de l'Atlantique Nord. La répartition continentale de l'anguille d'Amérique va du nord de l'Amérique du Sud jusqu'au Groenland et à l'Islande. L'aire de répartition historique de l'anguille d'Amérique au Canada englobe toutes les eaux douces accessibles, les estuaires et les eaux marines côtières liées à l'océan Atlantique, jusqu'au milieu de la côte du Labrador. La répartition et l'abondance de l'anguille d'Amérique ont diminué au cours du siècle dernier dans les milieux dulcicoles touchés par l'aménagement humain.

Habitat

L'anguille d'Amérique utilise des habitats marins et dulcicoles très divers tout au long de son cycle vital. Les anguilles habitent divers types de milieux continentaux et océaniques durant leur migration vers l'aire de fraye dans la mer des Sargasses et en provenance de celles-ci. On connaît mal leurs besoins en matière d'habitat durant la période d'hivernage, dans les milieux tant dulcicoles que salés. Dans les milieux dulcicoles, l'anguille trouve son habitat de prédilection dans les lacs et les rivières, y compris toutes les eaux allant de la marque des hautes eaux jusqu'à la zone d'au moins 10 m de profondeur. En milieu marin, pendant sa phase continentale, l'anguille d'Amérique fréquente surtout les eaux protégées peu profondes. Les anguilles en période de croissance sont surtout benthiques, utilisant le substrat (roche, sable, vase), les débris ligneux et la végétation submergée, pour s'abriter et se protéger. L'anguille d'Amérique passe généralement l'hiver dans les fonds vaseux des baies et des estuaires. Les zostères et les interstices sont importants pour l'anguille d'Amérique, comme abris, particulièrement pendant le jour.

Biologie

L'anguille d'Amérique ne se reproduit qu'une fois dans sa vie, dans la mer des Sargasses, dans la partie méridionale de l'Atlantique Nord. Les larves prennent une forme rappelant celle d'une feuille et portent le nom de leptocéphales. Les leptocéphales de l'anguille d'Amérique se dispersent vers l'ouest, en direction du plateau continental, où ils se métamorphosent en civelles transparentes (ou cristallines), de petite taille, serpentiformes comme les spécimens adultes. À mesure que les civelles transparentes s'approchent des côtes, elles se pigmentent et deviennent des civelles pigmentées. La pigmentation des civelles pigmentées s'intensifie jusqu'à ce qu'elles deviennent des anguilles jaunes, le stade où se produit la différenciation sexuelle. La densité serait un important facteur influant sur le rapport des sexes, les densités élevées étant favorables à la production de mâles. Les femelles sont prédominantes dans de nombreux endroits au Canada, particulièrement dans le lac Ontario et le haut Saint-Laurent, mais les rapports des sexes sont plus variables dans les rivières des provinces maritimes et de Terre-Neuve. Pendant la maturation, les anguilles jaunes subissent des modifications morphologiques et physiologiques pour devenir des anguilles argentées. Dans le haut Saint-Laurent et le lac Ontario, la taille à l'argenture est plus grande que n'importe où ailleurs dans l'aire de répartition de l'espèce. La durée d'une génération pour les anguilles résidant en eaux douces peut atteindre 22 ans. La durée d'une génération est beaucoup plus courte pour les anguilles qui résident de façon permanente en eaux salées (environ 9 ans).

Taille et tendances des populations

Les séries chronologiques utilisées pour estimer le pourcentage de changement des indices d'abondance entre les années 1950 et les années 2000 (trois générations) étaient presque uniformément négatives (de -17,1 % à -96,2 %) dans la partie ouest de l'aire de répartition de l'espèce, alors que les tendances étaient variées dans la partie est de l'aire. Les indices d'abondance tirés des données sur les débarquements révélaient un changement négatif. Selon des données indépendantes des pêches, l'abondance est très faible dans le lac Ontario et le fleuve Saint-Laurent, comparativement à ce qu'elle était dans les années 1980. Entre les années 1996-1997 et 2010, les estimations du nombre total d'anguilles proches de la maturité ont diminué de 65 % dans la zone des Grands Lacs et du haut Saint-Laurent, malgré la réduction du taux de mortalité attribuable à la pêche commerciale (50 % des activités de pêche dans la période 2002-2009). Un indice de l'importance de la classe d'âge indique un déclin substantiel des jeunes anguilles en montaison dans la rivière du Sud-Ouest (cours inférieur du fleuve Saint-Laurent) entre 1999 et 2005. Les tendances étaient variées dans certaines zones (Nouveau-Brunswick), alors que, dans d'autres zones (Terre-Neuve, sud-ouest de la Nouvelle-Écosse), elles indiquaient quelques déclins entre les années 1980 et les années 2000.

Facteurs limitatifs et menaces

En eaux douces, les obstacles érigés dans les cours d'eau entravent sérieusement la migration vers l'amont des anguilles juvéniles si aucune passe migratoire n'est aménagée. Un accès entravé à la rivière des Outaouais, au lac Ontario et au lac Champlain a occasionné une perte cumulative substantielle de l'accès par les anguilles à un habitat de grossissement autrefois productif, soit au moins 12 140 km² d'habitat d'eau douce (10 m de profondeur ou moins) dans le bassin versant du Saint-Laurent. Les turbines des barrages hydroélectriques sont également une cause importante de mortalité (jusqu'à 40 %) chez les poissons presque arrivés à maturité qui passent par plusieurs barrages lors de la dévalaison vers l'aire de fraye. La vulnérabilité aux pêches et à la bioaccumulation de contaminants constitue aussi une menace importante. Un nématode parasite exotique de la vessie natatoire peut aussi avoir un effet négatif sur les anguilles. On a trouvé ce parasite en Nouvelle-Écosse (île du Cap-Breton), au Nouveau-Brunswick et dans le lac Ontario. Les changements climatiques, les conditions océanographiques changeantes et l'ajout d'anguilles par l'ensemencement avec des recrues sauvages (activité actuellement suspendue) peuvent aussi poser des risques.

Protection, statut et classements

L'anguille d'Amérique a reçu le statut d' « espèce préoccupante » du COSEPAC en avril 2006. Ce statut a été réexaminé par le COSEPAC en mai 2012, et l'espèce a alors été désignée comme étant « menacée ». Elle n'a actuellement aucun statut aux termes de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP). En Ontario, l'anguille d'Amérique a reçu le statut d'« espèce en voie de disparition » et bénéficie d'une protection aux termes de la *Loi de 2007 sur les espèces en voie de disparition*. Au Québec, l'anguille d'Amérique est classée comme étant « vulnérable ». À Terre-Neuve-et-Labrador, la désignation provinciale (ESA) est « vulnérable » (« *vulnerable* »). NatureServe a classé l'anguille d'Amérique comme « non en péril » au Nouveau-Brunswick et en Nouvelle-Écosse, « apparemment non en péril à non en péril » à l'Île-du-Prince-Edouard, « apparemment non en péril » au Canada et à l'échelle mondiale (en date de 2006).

RÉSUMÉ TECHNIQUE

Anguilla rostrata
Anguille d'Amérique American Eel
Répartition au Canada : Réseau du lac Ontario et du fleuve Saint-Laurent en Ontario et au Québec, et eaux saumâtres adjacentes; golfe du Saint-Laurent au Québec; régions maritimes du Nouveau-Brunswick, de la Nouvelle-Écosse, de l'Île-du-Prince-Édouard; eaux marines de Terre-Neuve et du sud du Labrador, et eaux marines adjacentes.

Données démographiques

Durée d'une génération (âge moyen des parents dans la population) Dans certaines régions, des anguilles d'Amérique passeraient toute leur vie en eaux salées (en plus des anguilles au comportement catadrome habituel qu'on retrouve dans d'autres régions); dans de nombreuses régions canadiennes, on trouve principalement des femelles.	Eau douce : 22 ans Eau salée : 9 ans
Y a-t-il un déclin continu observé du nombre total d'individus matures? On a signalé un déclin de 65 % au cours des 14 dernières années chez les anguilles proches de la maturité qui se trouvent dans le réseau du lac Ontario et du fleuve Saint-Laurent, et des déclins substantiels ont été observés dans certaines régions des Maritimes.	Oui, mais il varie d'une région à l'autre
Pourcentage estimé du déclin continu du nombre total d'individus matures pendant cinq ans ou deux générations. On a signalé un déclin de 65 % au cours des 14 dernières années chez les anguilles proches de la maturité qui se trouvent dans le réseau du lac Ontario et du fleuve Saint-Laurent, et des déclins substantiels ont été observés dans certaines régions des Maritimes.	Inconnu globalement
Pourcentage inféré de la réduction du nombre total d'individus matures au cours des trois dernières générations.	Inconnu globalement, mais > 70 % dans certaines zones
Pourcentage prévu ou présumé de la réduction du nombre total d'individus matures au cours des trois prochaines générations.	Inconnu
Pourcentage inféré de la réduction du nombre total d'individus matures au cours de toute période de dix ans couvrant une période antérieure et ultérieure. Inconnu globalement, mais on a signalé un déclin de 65 % au cours des 14 dernières années chez les anguilles proches de la maturité qui se trouvent dans des zones du lac Ontario et du fleuve Saint-Laurent.	Inconnu globalement, mais > 70 % dans certaines zones
Est-ce que les causes du déclin sont clairement réversibles et comprises et ont effectivement cessé? On comprend les causes des déclins potentiels dans certaines zones, mais elles ne sont pas facilement réversibles.	Non, on ne comprend les causes que partiellement
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre d'individus matures?	Probablement que non

Information sur la répartition

Zone d'occurrence	2 138 676 km^2
Indice de la zone d'occupation (IZO)	997 042 km^2
La population totale est-elle très fragmentée (selon l'UICN)?	Non
Nombre de localités[1] (total) Inconnu, mais il y en a probablement plusieurs centaines au moins en eaux douces.	Inconnu
Y a-t-il un déclin continu inféré de la zone d'occurrence?	Non

[1] Voir les documents : *Instructions pour la préparation des rapports de situation du COSEPAC* et *Définitions et abréviations approuvées par le COSEPAC*.

Y a-t-il un déclin continu inféré de l'indice de la zone d'occupation?	Non, pas globalement; oui au lac Ontario et dans le fleuve Saint-Laurent
Y a-t-il un déclin continu observé du nombre de populations? Les anguilles qui se trouvaient dans certains affluents du bassin versant de la rivière des Outaouais et du lac Ontario ont disparu.	Non, pas globalement
Y a-t-il un déclin continu observé du nombre de localités2?	Inconnu
Y a-t-il un déclin continu [observé, inféré ou prévu] de la superficie, de l'étendue ou de la qualité de l'habitat?	Oui, surtout en eaux douces
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre de populations?	Non
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre de localités*?	Inconnu, mais probablement pas
Y a-t-il des fluctuations extrêmes de la zone d'occurrence?	Non
Y a-t-il des fluctuations extrêmes de l'indice de la zone d'occupation?	Non

Nombre d'individus matures (dans chaque population)

Population	**N^{bre} d'individus matures**
Estimation pour :	Données non disponibles
On a estimé que la population des zones du lac Ontario et du haut Saint-Laurent s'élevait à 153 044 individus (entre 116 480 et 189 608; limite de confiance à 95 %) en 2010 à l'aide d'estimateurs multiples de Petersen. Une certaine mortalité touchera ces anguilles pendant leur migration océanique vers l'aire de fraye.	Inconnu, mais s'élève probablement à plus d'un million globalement
Total	Inconnu

Analyse quantitative

La probabilité de disparition de l'espèce à l'état sauvage est d'au moins [20 % sur 20 ans ou 5 générations, ou 10 % sur 100 ans].	Aucune analyse quantitative disponible (les données nécessaires ne sont pas disponibles)

Menaces (réelles ou imminentes pour les populations ou leur habitat)

Menaces réelles

- Barrages (fragmentation de l'habitat, perte de l'accès à l'habitat en amont à cause de barrages infranchissables et mortalité causée par les turbines chez les anguilles adultes)
- Dégradation de l'habitat
- Pêches (principalement commerciales, de civelles, d'anguilles jaunes et d'anguilles argentées). Pas en Ontario (pêche fermée).
- Contamination chimique et biologique
- Parasite introduit : *Anguillicoloides crassus*

Menaces potentielles

- Changements climatiques et effets sur la circulation océanique, productivité et pH
- Aménagements hydroélectriques (du moins en Ontario). Les installations nouvelles et proposées pourraient neutraliser l'effet des nouvelles mesures d'atténuation qui font actuellement l'objet de discussions entre les producteurs d'hydroélectricité et le MRNO.
- Effets des programmes d'ensemencement (p. ex. modifications au rapport des sexes)

[2] Voir les documents : *Instructions pour la préparation des rapports de situation du COSEPAC* et *Définitions et abréviations approuvées par le COSEPAC*.

Immigration de source externe (immigration de l'extérieur du Canada)

Situation des populations de l'extérieur Les populations étatsuniennes subissent aussi un déclin.	
Une immigration a-t-elle été constatée ou est-elle possible? Probablement dans les zones d'eau douce, étant donné la panmixie apparente de l'espèce; les anguilles d'Amérique adultes frayent toutes dans une seule zone – la mer des Sargasses.	Oui
Des individus immigrants seraient-ils adaptés pour survivre au Canada? L'ensemencement avec des anguilles de l'est du Canada en Ontario est à l'origine de la présence de quelques mâles dans les eaux intérieures, où, historiquement, presque toutes les anguilles étaient des femelles. On ne sait pas l'incidence que cela aura, mais elle pourrait être grave.	Probablement
Y a-t-il suffisamment d'habitat disponible au Canada pour les individus immigrants?	Oui
La possibilité d'une immigration depuis des populations externes existe-t-elle? Elle est possible, mais les anguilles d'Amérique qui vivent dans la partie étatsunienne de l'aire de répartition de l'espèce sont aussi en déclin.	Oui, l'immigration est possible

Statut existant

COSEPAC : Espèce désignée « préoccupante » en 2006. Réexamen du statut : l'espèce a été désignée « menacée » en mai 2012.
Loi sur les espèces en voie de disparition de l'Ontario : Espèce en voie de disparition (2007)
Endangered Species Act de Terre-Neuve-et-Labrador : Espèce vulnérable (2011)
LEP : Aucun statut

Statut et justification de la désignation

Statut : **Espèce menacée**	**Code alphanumérique :** **A2b**
Justification de la désignation : Cette espèce est largement répandue dans l'est du Canada, mais elle a connu des déclins marqués dans une partie importante de son aire de répartition (p. ex. le lac Ontario et le cours supérieur du fleuve Saint-Laurent). Bien que les tendances en matière d'abondance dans d'autres régions soient hautement variables, des déclins importants sont apparents dans plusieurs indices. La dégradation continue de l'habitat, particulièrement en raison des barrages et de la pollution, et les pêches existantes au Canada et ailleurs peuvent limiter le rétablissement.	
Critère A : Correspond au critère de la catégorie « menacée » (A2b) parce qu'on a inféré que les déclins dans la majeure partie de l'aire de répartition, d'après de multiples indices, ont dépassé 30 % au cours des trois dernières générations (dans certaines zones, les déclins ont dépassé 90 % depuis 1972, sur environ deux générations). Diverses menaces, y compris la construction et l'exploitation de barrages et la dégradation de l'habitat, ont eu une incidence sur l'espèce depuis plus de trois générations.	
Critère B : Sans objet; dépasse tous les critères.	
Critère C : Sans objet; dépasse tous les critères.	
Critère D : Sans objet; dépasse tous les critères.	
Critère E : Sans objet; des données pour évaluer l'abondance dans l'ensemble de l'aire de répartition ne sont pas disponibles.	

PRÉFACE

L'anguille d'Amérique a été désignée « espèce préoccupante » par le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC, 2006). Son statut a été réexaminé depuis, et l'espèce a été désignée « menacée » en mai 2012. Toutefois, l'espèce n'est pas encore protégée aux termes de l'annexe 1 de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP) du gouvernement fédéral. À l'époque de la dernière évaluation, des inquiétudes suffisantes avaient été exprimées à propos de la situation de l'espèce dans l'ensemble de son aire de répartition pour justifier la réévaluation de l'espèce après cinq ans plutôt qu'après dix, comme c'est le cas habituellement. Depuis la dernière évaluation, l'anguille d'Amérique a été désignée « espèce en voie de disparition » en vertu de la *Loi de 2007 sur les espèces en voie de disparition* de l'Ontario (MRNO, 2007). En décembre 2010, le Programme de rétablissement de l'anguille d'Amérique en Ontario (version préliminaire) a été rendu accessible et soumis à l'examen du public et a aussi été affiché sur le site Web des espèces en péril de l'Ontario (MacGregor *et al.*, 2010). À Terre-Neuve-et-Labrador, l'anguille d'Amérique est désignée « vulnérable » (« *vulnerable* ») en vertu de l'*Endangered Species Act* (ESA) de Terre-Neuve-et-Labrador de 2011. Le plan de gestion de l'anguille d'Amérique à Terre-Neuve-et-Labrador (Management Plan for the American Eel in Newfoundland and Labrador) a été publié en 2011 (Wildlife Division, 2011).

Depuis la publication du rapport de situation du COSEPAC en 2006, d'importants travaux de recherche et plans de gestion ont été entrepris et mis en œuvre dans l'ensemble de l'aire de répartition canadienne de l'anguille d'Amérique. Bernatchez *et al.* (2011) ont conclu que les anguilles d'Amérique appartiennent à une seule population de reproduction; en effet, les anguilles se reproduisent toutes dans la mer des Sargasses. En 2004, les ministres responsables des pêches en Ontario, au Québec et à l'échelle nationale (ministère des Pêches et des Océans [MPO]) ont annoncé la préparation d'un plan pour arrêter le déclin de l'anguille d'Amérique. Depuis, un plan de gestion national de l'anguille d'Amérique au Canada a été rédigé par le Groupe de travail canadien sur l'anguille (GTCA, 2009). Le plan a notamment comme objectif à court terme de réduire le taux de mortalité des anguilles dû à toutes les sources anthropiques de 50 % par rapport au taux moyen de 1997-2002. Les objectifs de gestion à long terme sont de rétablir l'abondance générale de l'anguille d'Amérique au Canada au niveau auquel elle se trouvait au milieu des années 1980. Des discussions et consultations approfondies ont eu lieu entre les gouvernements de l'Ontario et du Québec, le MPO, les groupes autochtones, les pêcheurs commerciaux, les entreprises d'hydroélectricité et les autres parties intéressées, dans le but d'élaborer des mesures coordonnées visant à réduire le taux de mortalité et à favoriser l'échappée de géniteurs. Des négociations avec les entreprises d'hydroélectricité en Ontario (Ontario Power Generation, OPG) et au Québec (Hydro-Québec, HQ) ont mené à l'élaboration de plans d'action visant à réduire le taux de mortalité dû aux barrages. OPG et HQ continuent de fournir des fonds en vue de l'application de mesures à court terme pour réduire la mortalité attribuable à la pêche, renflouer les effectifs de l'anguille d'Amérique dans le réseau du haut Saint-Laurent et du lac Ontario et effectuer des recherches sur le piégeage et le transfert d'anguilles (programme de capture et de

transport). En Ontario, la récolte à des fins commerciales et à des fins récréatives a été interdite en 2004 et en 2005, respectivement. L'Ontario a aussi accru l'efficacité du passage des anguilles pendant la migration vers l'amont, par le barrage Moses-Saunders, en améliorant l'échelle à poissons en place. Au Québec, on a réduit le taux de mortalité attribuable à la pêche d'environ 50 % en diminuant le nombre de permis (fermeture de la pêche dans la rivière Richelieu en 1998; rachat des permis de pêche commerciale de 2002 à 2009). Dans les provinces atlantiques, les tailles minimales des adultes ont été augmentées et les quotas de civelles ont été réduits.

En 2006, la Commission des pêcheries des Grands Lacs a formé un groupe de travail binational sur l'anguille afin d'établir les priorités scientifiques, de coordonner les stratégies de financement et d'élaborer un programme de rétablissement pour les anguilles dans le réseau du haut Saint-Laurent et du lac Ontario. Le groupe de travail est composé de représentants de l'U.S. Fish and Wildlife Service (USFWS), du MPO, des provinces de l'Ontario et du Québec et de l'État de New York (MacGregor *et al.*, 2008; 2009). Des discussions formelles sont en cours entre le Canada et les États-Unis dans le but de préparer un protocole d'entente efficace qui définira une stratégie de gestion et un bassin de connaissances scientifiques binationaux coordonnés pour l'ensemble de l'aire de répartition nord-américaine de l'anguille d'Amérique (MacGregor *et al.*, 2009). Depuis 2008, l'Unité de gestion des ressources du lac Ontario (LOMU) a collaboré étroitement avec des organismes fédéraux canadiens, des gouvernements provinciaux, divers organismes fédéraux et d'États étatsuniens et des partenaires non gouvernementaux à élaborer et à mettre en œuvre des plans visant à protéger et à rétablir l'anguille d'Amérique dans le lac Ontario (MRNO, 2009). Étant donné que l'aire de répartition canadienne de l'anguille d'Amérique s'étend sur une vaste zone qui englobe bon nombre de provinces, les aspects relatifs à la biologie et à la situation des anguilles sont abordés, autant que possible, dans le présent rapport, par zone biogéographique nationale d'eau douce (ZBNED).

HISTORIQUE DU COSEPAC

Le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) a été créé en 1977, à la suite d'une recommandation faite en 1976 lors de la Conférence fédérale-provinciale sur la faune. Le Comité a été créé pour satisfaire au besoin d'une classification nationale des espèces sauvages en péril qui soit unique et officielle et qui repose sur un fondement scientifique solide. En 1978, le COSEPAC (alors appelé Comité sur le statut des espèces menacées de disparition au Canada) désignait ses premières espèces et produisait sa première liste des espèces en péril au Canada. En vertu de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP) promulguée le 5 juin 2003, le COSEPAC est un comité consultatif qui doit faire en sorte que les espèces continuent d'être évaluées selon un processus scientifique rigoureux et indépendant.

MANDAT DU COSEPAC

Le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) évalue la situation, au niveau national, des espèces, des sous-espèces, des variétés ou d'autres unités désignables qui sont considérées comme étant en péril au Canada. Les désignations peuvent être attribuées aux espèces indigènes comprises dans les groupes taxinomiques suivants : mammifères, oiseaux, reptiles, amphibiens, poissons, arthropodes, mollusques, plantes vasculaires, mousses et lichens.

COMPOSITION DU COSEPAC

Le COSEPAC est composé de membres de chacun des organismes responsable des espèces sauvages des gouvernements provinciaux et territoriaux, de quatre organismes fédéraux (le Service canadien de la faune, l'Agence Parcs Canada, le ministère des Pêches et des Océans et le Partenariat fédéral d'information sur la biodiversité, lequel est présidé par le Musée canadien de la nature), de trois membres scientifiques non gouvernementaux et des coprésidents des sous-comités de spécialistes des espèces et du sous-comité des connaissances traditionnelles autochtones. Le Comité se réunit au moins une fois par année pour étudier les rapports de situation des espèces candidates.

DÉFINITIONS
(2012)

Espèce sauvage	Espèce, sous-espèce, variété ou population géographiquement ou génétiquement distincte d'animal, de plante ou d'une autre organisme d'origine sauvage (sauf une bactérie ou un virus) qui est soit indigène du Canada ou qui s'est propagée au Canada sans intervention humaine et y est présente depuis au moins cinquante ans.
Disparue (D)	Espèce sauvage qui n'existe plus.
Disparue du pays (DP)	Espèce sauvage qui n'existe plus à l'état sauvage au Canada, mais qui est présente ailleurs.
En voie de disparition (VD)*	Espèce sauvage exposée à une disparition de la planète ou à une disparition du pays imminente.
Menacée (M)	Espèce sauvage susceptible de devenir en voie de disparition si les facteurs limitants ne sont pas renversés.
Préoccupante (P)**	Espèce sauvage qui peut devenir une espèce menacée ou en voie de disparition en raison de l'effet cumulatif de ses caractéristiques biologiques et des menaces reconnues qui pèsent sur elle.
Non en péril (NEP)***	Espèce sauvage qui a été évaluée et jugée comme ne risquant pas de disparaître étant donné les circonstances actuelles.
Données insuffisantes (DI)****	Une catégorie qui s'applique lorsque l'information disponible est insuffisante (a) pour déterminer l'admissibilité d'une espèce à l'évaluation ou (b) pour permettre une évaluation du risque de disparition de l'espèce.

* Appelée « espèce disparue du Canada » jusqu'en 2003.

** Appelée « espèce en danger de disparition » jusqu'en 2000.

*** Appelée « espèce rare » jusqu'en 1990, puis « espèce vulnérable » de 1990 à 1999.

**** Autrefois « aucune catégorie » ou « aucune désignation nécessaire ».

***** Catégorie « DSIDD » (données insuffisantes pour donner une désignation) jusqu'en 1994, puis « indéterminé » de 1994 à 1999. Définition de la catégorie (DI) révisée en 2006.

Environnement Canada | Environment Canada
Service canadien de la faune | Canadian Wildlife Service

Canada

Le Service canadien de la faune d'Environnement Canada assure un appui administratif et financier complet au Secrétariat du COSEPAC.

Rapport de situation du COSEPAC

sur

L'anguille d'Amérique
Anguilla rostrata

au Canada

2012

TABLE DES MATIÈRES

DESCRIPTION ET IMPORTANCE DE L'ESPÈCE SAUVAGE 8
Nom et classification 8
Description morphologique 9
Structure spatiale et variabilité des populations 9
Unités désignables (UD) 13
Importance 14
RÉPARTITION 14
Aire de répartition mondiale 14
Aire de répartition canadienne 14
HABITAT 17
Utilisation et besoins en matière d'habitat 17
Tendances en matière d'habitat 20
Protection et propriété de l'habitat 22
BIOLOGIE 22
Cycle vital, comportement migratoire, croissance et reproduction 22
Estimation de l'âge 37
Alimentation 38
TAILLE ET TENDANCES DES POPULATIONS 39
Région du lac Ontario et du fleuve Saint-Laurent 40
Région du golfe du Saint-Laurent et de l'Atlantique 56
Sommaire des changements dans l'abondance des anguilles 71
Effet d'une immigration de source externe 74
FACTEURS LIMITATIFS ET MENACES 75
Facteurs limitatifs naturels 75
Menaces liées aux activités humaines 77
Barrages (fragmentation de l'habitat et mortalité causée par les turbines) 78
Dégradation de l'habitat 81
Pêches 82
Changements dans la productivité et le réseau trophique 88
Changements climatiques et processus océanographiques 91
PROTECTION, STATUTS ET CLASSEMENTS 92
Statuts et protection juridiques 92
Autres classements 92
REMERCIEMENTS 94
EXPERTS CONTACTÉS 94
SOURCES D'INFORMATION 96
SOMMAIRE BIOGRAPHIQUE DE LA RÉDACTRICE DU RAPPORT 127
COLLECTIONS EXAMINÉES 127

Liste des figures

Figure 1. Anguille d'Amérique (*Anguilla rostrata*) (United States Fish and Wildlife Service). 8

Figure 2. Aire de répartition mondiale de l'anguille d'Amérique (*Anguilla rostrata*). Source : http://www.mnr.gov.on.ca/ (ministère des Pêches et Océans [MPO] du Canada, Le monde sous-marin, L'anguille d'Amérique, reproduit par le MRNO avec la permission de Sa Majesté la Reine du chef du Canada, 2006). 10

Figure 3. Aire de répartition géographique canadienne de l'anguille d'Amérique (*Anguilla rostrata*). 15

Figure 4. Leptocéphale, stade larvaire de l'anguille d'Amérique (*Anguilla rostrata*) (illustration tirée de K. Oliveira et Whitney Hable, Université du Massachusetts [University of Massachusetts], Dartmouth) 26

Figure 5. Civelle transparente, civelle non pigmentée, stade postlarvaire de l'anguille d'Amérique (*Anguilla rostrata*) (de G. Verreault, MRNF). 27

Figure 6. Anguille jaune d'anguille d'Amérique (*Anguilla rostrata*) cachée dans le substrat : a) dans le sable (image tirée de J. Tomie, UNB); b) dans la végétation aquatique (image tirée de P. Rousseau, UQTR). 31

Figure 7. Stations de collecte de données et pêcheries commerciales de l'anguille d'Amérique dans la ZBNED 10 – Grands Lacs et haut Saint-Laurent (d'après Mandrak et Crossman, 1992). 41

Figure 8. Nombre quotidien approximatif d'anguilles d'Amérique immatures remontant annuellement l'échelle du barrage Moses-Saunders (échelles combinées du haut Saint-Laurent, à Cornwall [Ontario], et de la New York Power Authority, à Massena [New York]). L'encadré montre le recrutement au cours des dernières années; celui-ci tient compte de l'ajout d'une deuxième échelle, l'échelle Moses (côté étatsunien), en 2006 (tiré de A. Mathers, MRNO). Aucun dénombrement n'est disponible pour l'année 1996. Le nombre d'anguilles correspond au nombre total d'individus qui sont passés; il ne s'agit pas d'un indice d'abondance normalisé à cause de la variabilité des conditions d'exploitation. Le nombre de jours de fonctionnement de l'échelle à anguilles du barrage Moses-Saunders a varié grandement d'une année à l'autre (de 33 à 154 jours). Une deuxième échelle (échelle Moses) a été mise en service en 2006. 43

Figure 9. Indices d'abondance de l'anguille d'Amérique dans la ZBNED 10 indépendants des pêches (tirés de A. Mathers, MRNO) : A) captures par unité d'effort (CPUE) au chalut de fond dans la baie de Quinte, dans le lac Ontario (1972-2010), et CPUE par pêche électrique dans l'est du lac Ontario (1984-2010) (au stade de l'anguille jaune). Les coefficients de corrélation pour les deux séries chronologiques sont hautement significatifs ($p < 0,001$); B) dénombrements d'anguilles d'Amérique proches de la maturité en dévalaison en aval du barrage Moses-Saunders au cours de relevés effectués dans les eaux d'aval (2000-2010) : i) par l'Ontario Power Generation (OPG-Canada), ii) par la New York Power Authority (NYPA-US) (tiré de K. McGrath, NYPA), et iii) dénombrements totaux selon les deux. Seule la tendance du dénombrement par l'OPG-Canada, qui intégrait un changement de conception en 2007, n'était pas significative (pour tous les autres $p < 0,001$). 44

Figure 10. Indice d'abondance indépendant des pêches des anguilles d'Amérique immatures remontant les échelles dans la ZBNED 10 : A) au barrage de Beauharnois dans le fleuve Saint-Laurent, et B) au barrage de Chambly dans la rivière Richelieu (de J. Caumartin, Hydro-Québec). 47

Figure 11. Prises totales d'anguilles proches de la maturité consignées à Saint-Nicolas, près de Québec (de Lafontaine, Environnement Canada) : A) pêche expérimentale au filet-trappe (de 1971 à 2009); B) pêche commerciale pratiquée à un kilomètre en amont (de 1977 à 2005). Des données sur les prises ne sont disponibles ni pour 1978, ni pour 1984, ni pour 1999-2001. La date de début de la pêche commerciale varie selon les années, mais la pêche automnale a toujours été entièrement couverte. Les deux tendances sont très significatives ($p < 0,001$). 51

Figure 12. Indices commerciaux d'abondance de l'anguille d'Amérique dans la ZBNED 10 (1920-2009) : débarquements déclarés en Ontario (haut Saint-Laurent et est du lac Ontario; de A. Mathers, MRNO) et au Québec (anguilles jaunes et argentées; de Y. Mailhot, MRNF). 53

Figure 13. Stations de collecte de données dans la ZBNED 9 – bas Saint-Laurent. .. 55

Figure 14. Indice relatif de l'importance de la classe d'âge (année de ponte) des anguilles d'Amérique immatures de la rivière du Sud-Ouest, dans l'estuaire maritime du Saint-Laurent (1995-2010; de G. Verreault, MNRF. Le coefficient de corrélation est significatif : $p = 0,026$)..... 56

Figure 15. Stations de collecte de données sur l'anguille d'Amérique dans la ZBNED 1 – Maritimes..... 57

Figure 16. A) Indice de recrutement fondé sur le nombre de civelles d'anguille d'Amérique observées dans la rivière East, à Chester (Nouvelle-Écosse), de 1996 à 2010. Les carrés pleins représentent la moyenne (± 1 d'écart type) de la série chronologique. B) Débarquements déclarés (t) de civelles dans la région Scotia-Fundy pour la période 1989-2008. De 1989 à 1995, la pêche aux civelles était une pêche exploratoire. Depuis 1996, la pêche aux civelles est gérée dans le cadre d'un plan de gestion intégrée des pêches..... 58

Figure 17. Indices d'abondance (nombre de poissons par 100 m²) des anguilles d'Amérique immatures (anguilles jaunes) à partir de relevés par pêche électrique effectués dans deux rivières du sud du golfe du Saint-Laurent. La ligne horizontale continue représente la moyenne de la série chronologique, et la ligne pointillée, la moyenne sur les cinq dernières années (de D.K. Cairns, MPO) : A) rivière Miramichi (1952-2009); B) rivière Restigouche (1972-2009). Pour la Miramichi, la base de données de 1952 à 1969 a été créée à partir de documents papier originaux (Cairns *et al.*, 2008). Certaines densités calculées à partir de la nouvelle base de données sont différentes de celles rapportées par Cairns *et al.* (2007). La tendance négative observée dans le graphique A n'est pas significative (p = 0,22), mais la tendance positive observée dans le graphique B est statistiquement significative (p = 0,049). 60

Figure 18. Indices d'abondance annuelle (nombre d'anguilles capturées par 100 m² à la première passe des relevés; avec un écart-type moyen de ± 1) de l'anguille d'Amérique (au stade d'anguille jaune) à partir de relevés par pêche électrique dans des rivières qui s'écoulent vers la baie de Fundy et l'océan Atlantique : A) au Nouveau-Brunswick (rivière Nashwaak [1991-2009], rivière Big Salmon [1996-2009]), et B) en Nouvelle-Écosse (rivière St. Marys [1985-1986; 1995-2009], rivière LaHave [1995; 1997; 2000-2009]). La ligne horizontale continue représente la moyenne de la série chronologique, et la ligne pointillée, la moyenne sur les cinq dernières années (de R. Bradford, MPO). Les tendances globales ne sont pas significatives dans les rivières du Nouveau-Brunswick, mais très significatives dans les rivières de la Nouvelle-Écosse (p maximum = 0,014). 61

Figure 19. Indices d'abondance de l'anguille d'Amérique dans la ZBNED 1 tirés des pêches commerciales : débarquements d'anguilles dans les Maritimes (1950-2007), la région du sud du golfe du Saint-Laurent (1950-2009) et la région Scotia-Fundy (1950-2007), et indices des CPUE pour trois types de pêches commerciales à l'anguille pratiquées dans le sud du golfe du Saint-Laurent (de 1996 à 2009) (de D.K. Cairns, MPO)..... 63

Figure 20. Stations de collecte de données sur l'anguille d'Amérique à l'intérieur des ZBNED 8 (îles de l'Atlantique) et ZBNED 2 (Arctique de l'Est). 64

Figure 21. Nombre moyen d'anguilles d'Amérique immatures (stade de l'anguille jaune) prises (intervalles de confiance à ± 95 %) par 100 m² dans 2 rivières de Terre-Neuve, estimé d'après des relevés par pêche électrique (d'après K.D. Clarke, MPO) : A) ruisseau Northeast (de 1984 à 1996) et B) rivière Highlands (de 1980 à 1981; de 1993 à 1999). Les tendances négatives associées aux 2 séries chronologiques sont significatives (p maximum = 0,008). 66

Figure 22. Nombre d'anguilles d'Amérique immatures (stade de l'anguille jaune) comptées aux installations de dénombrement des Salmonidés de Terre-Neuve (K.D. Clarke, MPO) : A) rivière Conne (de 1986 à 2008) et B) ruisseau Western Arm (de 1994 à 2008). Aucune de ces tendances de l'abondance n'est statistiquement significative (p minimum = 0,18)..... 67
Figure 23. Débarquements déclarés (t) d'anguilles d'Amérique à Terre-Neuve (ZBNED 8) et au Labrador (ZBNED 2) de 1961 à 2009, et prix de l'anguille à Terre-Neuve de 2004 à 2010 (A. Firminger, South Shore Trading). 68
Figure 24. Débarquements déclarés (t) d'anguilles d'Amérique pour chaque ZBNED : Ontario (ZBNED 10; de 1920 à 2009); Québec (ZBNED 10; de 1920 à 2009); Maritimes (ZBNED 1; de 1950 à 2007), Terre-Neuve (ZBNED 8; de 1961 à 2009) et Labrador (ZBNED 2; de 1961 à 2009). 69
Figure 25. Débarquements déclarés (t) d'anguilles d'Amérique au Canada et aux États-Unis (G. Nesslage, ASMFC) et regroupés pour l'Amérique du Nord (1950 à 2009). 70
Figure 26. Différence de la longueur totale à maturité entre des anguilles d'Amérique femelles en dévalaison : A) anguille argentée produite naturellement et B) anguille argentée d'ensemencement (G. Verreault, MNRF). 70

Liste des tableaux

Tableau 1. Différenciation génétique fondée sur la valeur de F_{st} estimée au niveau spatial et temporel au moyen de 18 loci microsatellites génotypés chez des civelles transparentes et des anguilles jaunes de nombreuses localités dans le nord-est de l'Amérique du Nord (Bernatchez *et al.*, 2011)..... 12
Tableau 2. Zone d'occurrence et zone d'occupation (km²) de l'anguille d'Amérique dans chaque ZBNED (COSEPAC, 2006)..... 17
Tableau 3. Périodes de migration, longueur et âge moyens des anguilles d'Amérique argentées femelles proches de la maturité qui quittent les réseaux canadiens d'eau douce. 24
Tableau 4. Chronologie des programmes de rachat des permis de pêche commerciale à l'anguille d'Amérique dans la zone du lac Saint-Pierre, du pont Laviolette et de l'Île d'Orléans, et dans l'estuaire maritime du Saint-Laurent, dans la ZBNED 10 (modifié du MPO, 2010). 52
Tableau 5. Sommaire des réductions de la mortalité absolue et du taux de mortalité des anguilles jaunes et argentées entre 2004 et 2009, comparativement aux taux évalués entre 1997 et 2002. Pour l'Ontario, le déclin de la mortalité absolue et du taux de mortalité fait référence à la mortalité par pêche des anguilles argentées dans le lac Ontario et aux barrages hydroélectriques. Pour toutes les autres régions, les mortalités et les taux sont associés à la pêche seulement. On a supposé que le poids moyen des anguilles était de 1 kg en Ontario (du MPO, 2010). 54

Tableau 6. Valeurs moyennes des séries de données sur l'anguille d'Amérique pour les indices d'abondance associés à la période de 3 générations (environ 65 années) par ZBNED. Les séries comprennent des indices scientifiques et des données de débarquement. Trois des séries canadiennes concernent les débarquements, 3 sont des indices de la ZBNED 10 (indices des dénombrements totaux au barrage Moses-Saunders; indices de la pêche au chalut dans la baie de Quinte; indices de la pêche électrique dans l'est du lac Ontario), et 2 proviennent de relevés scientifiques par pêche électrique dans la ZBNED 1 (rivières Restigouche et Miramichi). L'unique série étatsunienne concerne les débarquements. Tous les indices, sauf ceux concernant les débarquements et la pêche expérimentale à Saint-Nicolas, concernent les stades juvéniles du cycle vital. 72

Tableau 7. Superficie de l'habitat de grossissement de l'anguille d'Amérique en eaux douces situé en amont de barrages qui empêchent le passage dans le bassin du Saint-Laurent, et potentiel estimé de l'échappée annuelle (adapté de Verreault *et al.* 2004)..... 78

Tableau 8. Sommaire du nombre total estimé d'anguilles d'Amérique d'ensemencement au stade de civelles transparentes et/ou de civelles pigmentées dans les eaux canadiennes. Le programme est actuellement suspendu..... 79

DESCRIPTION ET IMPORTANCE DE L'ESPÈCE SAUVAGE

Nom et classification

L'anguille d'Amérique [*Anguilla rostrata* (LeSueur, 1817)], appartient à la classe des Actinoptérygiens, à l'ordre des anguilliformes, à la famille des Anguillidés et au genre *Anguilla* (figure 1). Elle est aussi communément (mais officieusement) appelée anguille argentée, anguille jaune, anguillette, civelle, civelle transparente, civelle pigmentée, pibale et piballe (en Europe), et ses noms anglais sont : *American eel*, *Atlantic eel*, *common eel*, *freshwater eel*, *silver eel*, *yellow-bellied eel*, *green eel*, *black eel*, *bronze eel*, *elver*, *whip*, *easgann* (Scott et Crossman, 1974; Scott et Scott, 1988). Les Micmacs l'appellent *ka't* ou *g'at* (Prosper, 2001; Prosper et Paulette, 2002; GMRC, 2008a); les Algonquins, *pimzi* ou *pimizi* (Allen, 2008); les Ojibwa, *bimizi* (Barara, 1878, dans MacGregor *et al.*, 2010), les Senecas, *goda:noh* (Bardeau, 2002, dans MacGregor *et al.*, 2010); les Cris, *Kinebikoinkosew* (MacGregor *et al.*, 2008).

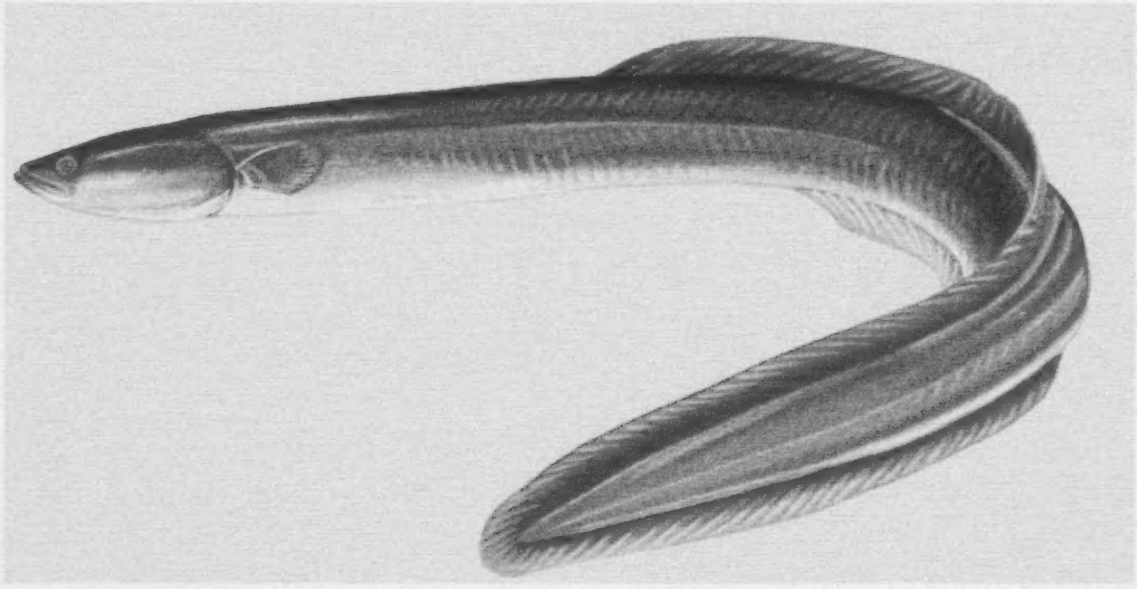


Figure 1. Anguille d'Amérique (*Anguilla rostrata*) (United States Fish and Wildlife Service).

Les membres du genre *Anguilla* sont appelés anguilles d'eau douce, bien que certaines espèces (y compris l'anguille d'Amérique) aient la capacité de réaliser leur cycle vital en eaux salées (Tsukamoto *et al.*, 1998; Arai *et al.*, 2004; Lamson *et al.*, 2006). L'anguille d'Amérique est l'unique espèce nord-américaine du genre. L'espèce qui lui est le plus étroitement apparentée est l'anguille d'Europe (*Angullia anguilla*), qui occupe une répartition latitudinale semblable dans l'ouest de l'Europe. Ces deux espèces sont sympatriques en Islande (voir Avise *et al.*, 1990).

Description morphologique

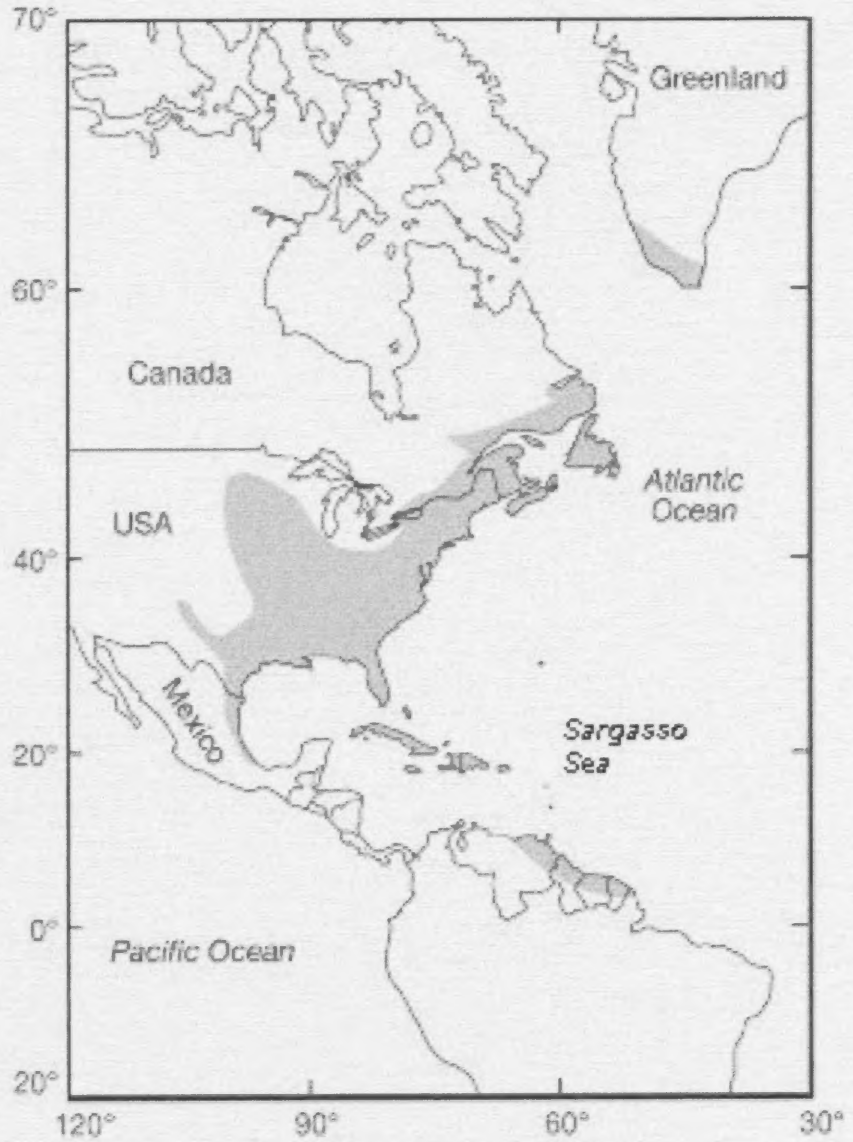
L'anguille d'Amérique a un corps allongé serpentiforme (figure 1). Sa seule nageoire dorsale, continue, commence à un point situé à peu près au tiers de la longueur du corps, derrière la tête, et se prolonge jusqu'à l'anus. La nageoire pectorale est soutenue par 7 à 9 rayons (jusqu'à un maximum de 11 chez les jeunes spécimens). La bouche est terminale, et la mâchoire inférieure est légèrement saillante. Les dents, petites, sont disposées en plusieurs rangées sur les mâchoires et le palais. Une langue est présente, et les lèvres sont épaisses. La ligne latérale et l'arche palatoptérygoïde sont bien développées. Les ouvertures des branchies ne sont pas confluentes; les os du front sont pairs (Tesch, 1977).

Tesch (1977) a décrit 3 traits morphologiques qui persistent chez l'anguille du stade larvaire au stade adulte : le nombre total de vertèbres (en moyenne 107,2), le nombre de myomères (en moyenne 108,2; nombre évalué à 106,84 par Kleckner et McCleave, 1985) et la distance entre l'origine de la nageoire dorsale et l'anus (en moyenne 9,1 % de la longueur totale). Les autres caractéristiques morphologiques ne peuvent être utilisées à des fins de comparaison que si les individus sont rendus au même stade de développement (p. ex. leptocéphale, civelle transparente, civelle pigmentée, anguille jaune, anguille argentée).

Les Micmacs ont depuis un certain temps observé un dimorphisme sexuel quant à la forme et à la longueur de la tête. Dans la collectivité de Bras d'Or, les Autochtones utilisent la forme de la tête pour déterminer le sexe des anguilles; on considère que les anguilles à tête large sont des femelles et que celles à tête étroite sont des mâles (Denny *et al.*, 2011). Dans le cas de l'anguille d'Europe (*Anguilla anguilla*), un lien peut être fait entre la forme et la source de nourriture. Proman et Reynolds (2000) ont signalé que le rapport entre la largeur de la tête et la longueur totale augmentait de façon significative ($p < 0,05$) entre les civelles transparentes et les anguilles jaunes. Ils ont aussi signalé que, dans 3 lacs des Pays-Bas, 78 % des anguilles à tête large se nourrissaient d'organismes de grande taille et/ou ayant un corps dur, alors que 83 % des anguilles à tête étroite se nourrissaient exclusivement de petites proies et/ou de proies à corps mou (voir aussi Lammens et Visser, 1989).

Structure spatiale et variabilité des populations

Les anguilles de la famille des Anguillidés présentes dans l'Atlantique Nord ont été divisées en deux espèces d'après leurs caractéristiques morphologiques (Ege, 1939; Tesch, 1977) et leurs caractéristiques génétiques moléculaires (Avise *et al.*, 1986; Aoyama *et al.*, 2001; Wirth et Bernatchez, 2003). L'anguille d'Amérique habite les eaux continentales du côté ouest de l'océan Atlantique, tandis que l'anguille d'Europe se trouve dans les eaux continentales du côté est de l'Atlantique. Les deux espèces frayent dans la mer des Sargasses, dans la partie sud de l'Atlantique Nord (Schmidt, 1922; figure 2).



Veuillez voir la traduction française ci-dessous :

Légende de l'image :

Greenland = Groenland

Atlantic Ocean = Océan Atlantique

USA = États-Unis

Mexico = Mexique

Sargasso Sea = Mer des Sargasses

Pacific Ocean = Océan Pacifique

Figure 2. Aire de répartition mondiale de l'anguille d'Amérique (*Anguilla rostrata*). Source : http://www.mnr.gov.on.ca/ (ministère des Pêches et Océans [MPO] du Canada, Le monde sous-marin, L'anguille d'Amérique, reproduit par le MRNO avec la permission de Sa Majesté la Reine du chef du Canada, 2006).

Même si l'anguille d'Amérique et l'anguille d'Europe sont deux espèces distinctes, elles peuvent se reproduire entre elles (Albert *et al.*, 2006; van Ginneken et Maes, 2005). Des hybrides ont été observés presque exclusivement en Islande (Avise *et al.*, 1990), mais l'hybridation en tant que telle a lieu dans la mer des Sargasses, ce qui porte à croire que les hybrides n'ont pas le même comportement de dispersion que les anguilles d'Amérique ou d'Europe (Als *et al.*, 2011). Comme ces deux espèces sont proches parentes, certaines des informations contenues dans des études sur l'anguille d'Europe ont été appliquées, aux fins du présent rapport, à l'anguille d'Amérique.

Des données génétiques moléculaires semblent à la fois corroborer et réfuter l'hypothèse selon laquelle chaque espèce d'anguille comprend une seule population, s'accouplant de façon aléatoire (panmictique[3]) (examiné dans Maes et Volckaert, 2007). Il est à souligner toutefois que, comparativement aux travaux consacrés à l'anguille d'Europe, on avait peu étudié la génétique de l'anguille d'Amérique jusqu'à récemment. Depuis 2007, des activités ont été entreprises en continu pour tester l'hypothèse de la panmixie de l'anguille d'Amérique au moyen d'approches moléculaires et expérimentales dans l'ensemble de l'aire de répartition de l'espèce. Une analyse génétique récente des populations, fondée sur le génotypage de plus de 2 500 individus de 34 localités et de 9 classes d'âge à 18 loci microsatellites, a révélé de très bas niveaux de F_{ST}, le paramètre estimant la proportion de la variation totale des fréquences des allèles qui représente les différences entre groupes de poissons (Bernatchez *et al.*, 2011; tableau 1). Même si les niveaux de F_{ST} sont bas, au moins une valeur, celle reportée pour les civelles transparentes (F_{ST} = 0,00014), était bien au-dessous du niveau minimal (F_{ST} = 0,00034) pouvant être testé en termes de signification statistique, avec une puissance statistique suffisante (p. ex. β = 0,9; Bernatchez *et al.*, 2011; voir Als *et al.*, 2011). La valeur de F_{ST} pour les échantillons d'anguilles jaunes (F_{ST} = 0,0036) était plus de 2 fois celle reportée pour les civelles transparentes, mais n'était pas statistiquement significative (p = 0,59; tableau 1). De plus, des tests de différenciation ont été effectués selon le lieu de récolte (N = 17), mais à aucune autre échelle d'organisation géographique (p. ex. la zone biogéographique nationale d'eau douce [ZBNED] ou de plus grands groupes encore). Par conséquent, les tests visant à réfuter l'hypothèse de la panmixie n'ont peut-être pas eu assez de puissance statistique (civelles transparentes), n'ont pas évalué les groupes régionaux et n'ont pas généralement évalué les différences entre groupes d'anguilles proches de la maturité (voir Palm *et al.*, 2009). Les données existantes appuient néanmoins l'idée de la panmixie (civelles transparentes et anguilles jaunes analysées selon le lieu de récolte). Tout bien considéré, et compte tenu des résultats d'Avise *et al.* (1986) pour les marqueurs mitochondriaux, des résultats de Wirth et Bernatchez (2002) et des plus récents résultats pour les anguilles d'Europe proches de la maturité qui ont un cycle vital très semblable (voir Palm *et al.*, 2009), les données actuelles semblent révéler une seule population panmictique d'anguille d'Amérique d'après les marqueurs neutres. Il est toutefois possible qu'une ou plusieurs populations reproductrices d'anguille

[3] La panmixie se définit comme un système de reproduction au sein duquel tous les individus d'une espèce s'accouplent au hasard et constituent une seule population reproductrice. Chez les espèces panmictiques, des analyses de la structure génétique n'indiquent habituellement aucune hétérogénéité géographique au niveau des loci insensibles à l'influence de la sélection naturelle (« loci neutres »).

d'Amérique existent dans la mer des Sargasses, mais que les grandes tailles effectives des populations, combinées aux niveaux faibles et réguliers de flux génétique entre ces populations, rendraient difficile la détection de divergence aux loci neutres, particulièrement lorsque les échantillons comprennent des anguilles juvéniles et non pas des adultes reproducteurs. Des échantillons plus grands de civelles transparentes, un plus grand nombre d'analyses régionales, et, idéalement, des échantillons d'adultes dans l'aire de fraye fourniraient les tests les plus puissants de l'hypothèse de la panmixie. Les données montrant un manque de structure génétique chez l'anguille d'Amérique d'après les marqueurs génétiques neutres ne signifient pas nécessairement, cependant, qu'il n'y a pas de différences génétiques entre les anguilles de différentes zones géographiques (voir ci-dessous).

Tableau 1. Différenciation génétique fondée sur la valeur de F_{st} estimée au niveau spatial et temporel au moyen de 18 loci microsatellites génotypés chez des civelles transparentes et des anguilles jaunes de nombreuses localités dans le nord-est de l'Amérique du Nord (Bernatchez *et al.*, 2011).

Ensemble de données	Somme des carrés	Variance	F_{ST}	Valeur p
Entre stades vitaux (N = 2) Civelles transparentes et anguilles jaunes (N = 2 575)	4,598	-0,00131	-0,00019	0,99609
Entre lieux (N = 17) Civelles transparentes (N = 872)	109,477	0,00104	0,00014	0,91887
Entre lieux (N=15) Anguilles jaunes (N = 1270)	98,193	0,00239	0,00036	0,59042
Entre cohortes (N = 10) Anguilles jaunes (N = 1 121) (années d'éclosion 1995-2004)	71,169	0,00389	0,00055	0,17009
Entre cohortes (N = 12) Anguilles jaunes (N = 1 121) (années d'éclosion 1995 2004) Civelles transparentes (N = 100) (années d'éclosion 2005 2006)	86,962	0,00421	0,00059	0,15249

Bernatchez *et al.* (2011) ont démontré l'existence de différences génétiques significatives quantitatives (fonctionnelles) entre les civelles transparentes récoltées dans deux zones différentes. Des différences phénotypiques d'origine génétique en termes de croissance et de distribution de tailles ont été observées dans des conditions contrôlées et similaires chez des civelles transparentes et/ou pigmentées femelles récoltées dans les rivières Mira (côte atlantique de la Nouvelle-Écosse) et Blanche (affluent de l'estuaire de la rive sud du Saint-Laurent) (Côté *et al.*, 2009).

En fait, bien que rien n'indique qu'il y ait une structure de population aux loci neutres chez les anguilles, les groupes d'individus ne sont pas nécessairement identiques du point de vue génétique, et, par conséquent, n'ont peut-être pas la même propension à la dispersion selon leur génotype et pourraient présenter une survie différentielle dans des conditions environnementales données. Les jeunes anguilles d'une espèce panmictique qui s'établissent dans un milieu donné peuvent présenter des aspects fonctionnels différents génétiquement de celles d'autres zones (Bernatchez *et al.*, 2011).

Unités désignables (UD)

Tel que mentionné précédemment, l'étude de génétique moléculaire la plus récente et complète effectuée sur l'anguille d'Amérique n'a constaté aucune différence génétique neutre dans l'ensemble de l'aire de répartition de l'espèce (Bernatchez *et al.*, 2011; tableau 1). L'anguille d'Amérique présente un cycle vital migratoire et, par ailleurs, aucune disjonction évidente n'a été observée dans sa répartition canadienne (figure 2). Malgré la présence d'anguilles d'Amérique dans plusieurs ZBNED, les différences dans le cycle vital (p. ex. la taille à la maturité, le rapport des sexes) et le potentiel élevé en matière de différences génétiques relativement à la persistance des anguilles dans des milieux distincts à l'intérieur d'une ZBNED et d'une ZBNED à l'autre (Côté *et al.*, 2009; Bernatchez *et al.*, 2011; Gagnaire *et al.*, 2012), le cycle vital des anguilles d'Amérique, au cours duquel des poissons provenant de plusieurs ZBNED se reproduisent probablement entre eux dans une ou plusieurs zones de la mer des Sargasses, conjugué à l'absence de preuves d'une structure de population génétique neutre, semble indiquer que l'espèce devrait actuellement être évaluée comme appartenant à une seule unité désignable (UD).

Importance

L'anguille d'Amérique est un important poisson prédateur en eaux douces et dans les systèmes marins; elle est probablement aussi une importante espèce proie. Elle joue donc probablement un important rôle écologique dans une variété de communautés aquatiques (voir p. ex. Smith et Saunders, 1955; O'Connor et Power, 1973). L'anguille d'Amérique est d'une grande importance historique et contemporaine pour les peuples autochtones dans l'ensemble de son aire de répartition (Prosper, 2001; Social Research for Sustainable Fisheries [SRSF], 2002; Casselman, 2003; Prosper et Paulette, 2003a; Paulette et Prosper, 2004b; Bourget, 1984, cité dans Robitaille *et al.*, 2003; IPEC, 2004; Davis *et al.*, 2004; Prosper, 2004; IPEC, 2006; COSEPAC, 2006; Lickers, 2008; Regional Aboriginal Species of Concern Working Group, 2008; GMRC, 2008a,b). Selon les vestiges archéologiques, la pêche à l'anguille existerait depuis plus de 4 000 ans (MacGregor *et al.*, 2008; 2009). En 1999, l'anguille d'Amérique a été au centre d'une décision prise par la Cour suprême du Canada (Regina contre Marshall) pour le maintien de traités signés par les Micmacs et les Malécites en 1760 et 1761. La décision confirmait un droit collectif de chasse, de pêche et de rassemblement dans le but d'atteindre une « subsistance convenable » (Prosper, 2003; Prosper et Paulette, 2004a,b; Davis *et al.*, 2004; Affaires indiennes et Nord Canada, 2008).

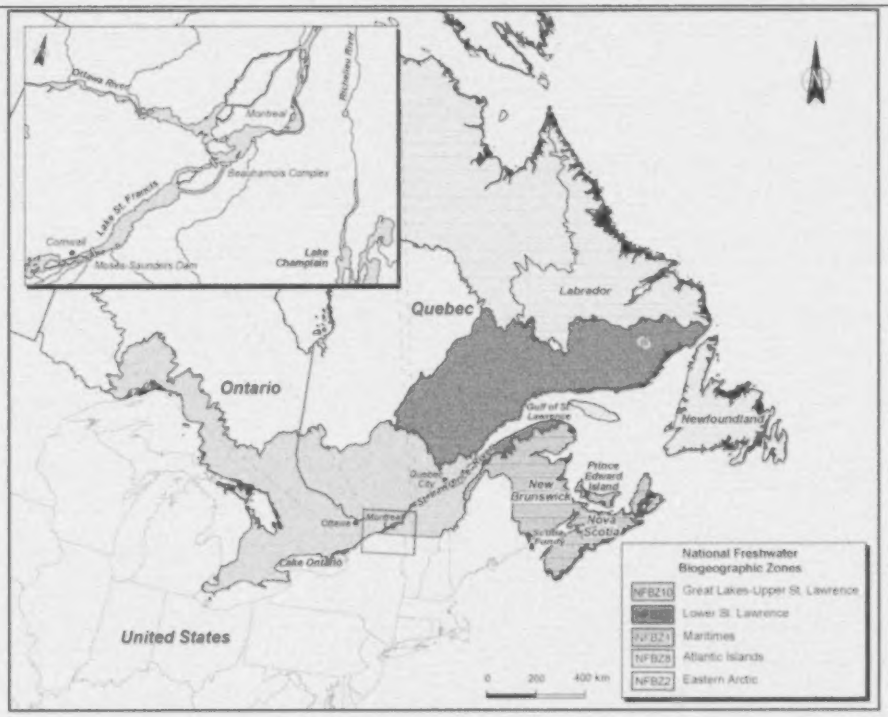
RÉPARTITION

Aire de répartition mondiale

L'anguille d'Amérique est une espèce migratrice largement répartie dans les eaux douces (lacs et cours d'eau), les estuaires et les eaux marines de la côte ouest de l'Atlantique Nord (figure 2), soit du Venezuela au Groenland et à l'Islande (Scott et Crossman, 1974; Tesch, 1977; Helfman *et al.*, 1987). L'anguille d'Amérique occupe la plus grande aire de répartition, c.-à-d. plus de 10 000 km de littoral continental (entre 7° et 55° de latitude nord), de toutes les espèces de poissons des Amériques (Helfman *et al.*, 1987; Edeline, 2007). Elle fraye dans des habitats qu'on ne connaît pas à l'intérieur d'une zone comprenant plusieurs centaines de milliers de kilomètres carrés dans la mer des Sargasses (figure 2; Schmidt, 1922), à l'est des Bahamas et au sud-ouest des Bermudes (entre 22 et 27° de latitude nord; entre 60 et 78° de longitude ouest; McCleave *et al.*, 1987).

Aire de répartition canadienne

L'aire de répartition historique de l'anguille d'Amérique au Canada englobe toutes les eaux douces accessibles, les estuaires et les eaux marines côtières accessibles reliées à l'océan Atlantique, jusqu'au milieu de la côte du Labrador (figure 3). Les anguilles juvéniles qui arrivent de l'aire de fraye, dans la mer des Sargasses (Schmidt, 1922), et les anguilles argentées qui y retournent utilisent les plateaux continentaux.



Veuillez voir la traduction française ci-dessous :

Légende de l'image :
Ottawa River = Rivière des Outaouais
Montreal = Montréal
Richelieu River = Rivière Richelieu
Beauharnois Complex = Complexe de Beauharnois
Lake St. Francis = Lac Saint-François
Moses-Saunders Dam = Barrage Moses-Saunders
Lake Champlain = Lac Champlain
Ontario = Ontario
Quebec = Québec
United States = États-Unis
Lake Ontario = Lac Ontario
Ottawa = Ottawa
Montreal = Montréal
St. Lawrence River = Fleuve Saint-Laurent
Quebec City = Québec
Gulf of St. Lawrence = Golfe du Saint-Laurent
New Brunswick = Nouveau-Brunswick
Nova Scotia = Nouvelle-Écosse
Prince Edward Island = Île-du-Prince-Édouard
Newfoundland = Terre-Neuve
National Freshwater Biogeographic Zones = Zones biogéographiques nationales d'eau douce (ZBNED)
NFBZ10 - Great Lakes-Upper St. Lawrence = ZBNED10 – ZBNED des Grands Lacs et du haut Saint-Laurent
NFBZ9 - Lower St. Lawrence = ZBNED9 – ZBNED du bas Saint-Laurent
NFBZ1 - Maritimes = ZBNED1 – ZBNED des Maritimes
NFBZ8 - Atlantic Islands = ZBNED8 – ZBNED des îles de l'Atlantique
NFBZ2 - Eastern Arctic = ZBNED2 – ZBNED de l'Arctique de l'Est

Figure 3. Aire de répartition géographique canadienne de l'anguille d'Amérique (*Anguilla rostrata*).

Les chutes Niagara étaient la limite amont naturelle de l'aire de répartition de l'anguille d'Amérique dans les Grands Lacs, et les occurrences signalées en amont des chutes (lacs Érié, Huron et Supérieur) sont probablement le résultat d'ensemencement et/ou d'une dispersion récente par les canaux Érié et Welland (Scott et Crossman, 1974; COSEPAC, 2006). À mesure qu'on recueille d'autres informations archéologiques et connaissances traditionnelles autochtones (CTA), on conclut toutefois qu'il demeure possible que les anguilles aient trouvé un passage quelque part en amont de l'escarpement du Niagara vers le lac Érié et qu'elles aient été, dans le passé, indigènes aux Grands Lacs d'amont (MacGregor *et al.*, 2008; 2010). Il faudrait aussi étudier les voies d'accès possibles par la rivière des Outaouais vers le lac Nipissing et, ensuite, par la rivière des Français vers le lac Huron et/ou de la voie navigable Trent-Severn vers le lac Huron plutôt que le canal Welland, étant donné la propension des anguilles à utiliser les substrats humides pour venir à bout d'obstacles.

L'aire de répartition des anguilles a changé à l'intérieur du réseau du haut Saint-Laurent et du lac Ontario. En effet, la répartition et l'abondance de l'anguille d'Amérique en milieux dulcicoles ont diminué au cours du siècle dernier dans les zones touchées par l'aménagement humain (p. ex. la ZBNED 10; MacGregor *et al.*, 2009).

Au milieu de la côte du Labrador, on trouve fréquemment des anguilles jusqu'au ruisseau Hamilton et au lac Melville (53° 15' de latitude nord; 60° 10' de longitude ouest; Scott et Crossman, 1974). À la suite de relevés par pêche électrique, cependant, la rivière English (environ 120 km au nord) est maintenant considérée comme la limite nord de l'aire de répartition de l'anguille d'Amérique au Canada (baie de Kaipokok : 54° 58' de latitude nord; 59° 44' 57'' de longitude ouest), près de Postville, au Labrador. On a estimé que la zone d'occurrence s'étendait sur 2 138 676 km^2. On entend par zone d'occupation biologique d'une espèce l'habitat qu'elle occupe (tableau 2). Comme l'anguille d'Amérique fréquente les plateaux continentaux pendant la migration, on a inclus une zone tampon de 370 km (200 milles marins) depuis le rivage dans le calcul de l'indice de la zone d'occupation (IZO). Pour le lac Ontario, seule la zone entre la ligne de rivage et la zone de 10 m de profondeur a été incluse dans le calcul de l'IZO, ce qui donnait un IZO de 997 042 km² (grille de 2 km × 2 km).

Tableau 2. Zone d'occurrence et zone d'occupation (km²) de l'anguille d'Amérique dans chaque ZBNED (COSEPAC, 2006).

ZBNED	Zone d'occurrence[A]	Zone d'occupation biologique (km²)
ZBNED 10 (Grands Lacs – Ouest du [haut] Saint-Laurent)	391 515	97 400 (5,9 %)
ZBNED 9 (Est du [bas] Saint-Laurent)	546 122	161 400 (9,8 %)
ZBNED 1 (Maritimes [Nouveau-Brunswick, Nouvelle-Écosse, Île-du-Prince-Édouard, et parties centre et sud de la Gaspésie au Québec])	292 923	635 200 (38,4 %)
ZBNED 8 (Îles de l'Atlantique [Terre-Neuve])	177 586	627 500 (38,0 %)
ZBNED 2 (Arctique de l'Est [Labrador])	75 472	130 700 (7,9 %)
Total	2 065 932	1 652 200 (100 %)

A : La somme des zones d'occurrence dans chaque ZBNED ne donne pas le total canadien en raison de la méthode utilisée pour les calculer. On a tracé le plus petit polygone convexe entourant les points de chaque ZBNED, ou l'aire de répartition canadienne au complet. En raison de la géographie de l'est du Canada, la zone comprise dans l'aire de répartition canadienne complète est plus grande que la zone totale obtenue avec les polygones propres aux ZBNED (N.E. Mandrak, MPO, comm. pers., 2011).

HABITAT

Utilisation et besoins en matière d'habitat

L'anguille d'Amérique utilise une grande diversité de milieux (Helfman *et al.*, 1987). Au cours de leurs migrations océaniques, les anguilles occupent des eaux salées et, dans leur phase continentale (croissance dans les eaux continentales), des zones de tous les degrés de salinité. La catadromie n'est plus considérée comme obligée chez les anguilles, mais semble plutôt constituer une option du cycle vital (Tsukamoto *et al.*, 1998; Jessop *et al.*, 2002; Morrison *et al.*, 2003; Arai *et al.*, 2004; Lamson *et al.*, 2006; Thibault *et al.*, 2007a).

Dans les milieux dulcicoles, les anguilles trouvent leur habitat de prédilection dans les eaux lentiques et lotiques, y compris toutes les eaux allant de la marque des hautes eaux à la zone d'au moins 10 m de profondeur dans tous les tronçons actuellement ou anciennement utilisés par l'espèce. Dans la rivière des Outaouais, on trouve des anguilles à des profondeurs pouvant atteindre 15 m (Smith, 2010). Cela englobe toutes les rivières, tous les ruisseaux, tous les ruisselets[4], qu'ils soient permanents ou éphémères (MacGregor *et al.*, 2010).

Compte tenu des effectifs nombreux qu'on observe souvent dans les affluents, ces eaux semblent constituer une importante partie de l'habitat des anguilles (Machut *et al.*, 2007). L'habitat situé dans ces affluents, souvent de grande qualité, est moins perturbé que celui d'autres zones (Machut *et al.*, 2007).

[4] Ruisselet : très petit cours d'eau.

Les anguilles en période de croissance sont surtout benthiques, utilisant le substrat (roche, sable, vase), les débris du fond comme les débris ligneux, et la végétation submergée, pour s'abriter et se protéger (Scott et Crossman, 1974; Tesch, 1977). Les zostères (*Zostera* spp.) et les interstices qu'on trouve dans les tas de roches, les rondins et autres structures complexes servent d'abris importants pour l'anguille d'Amérique, particulièrement le jour.

L'Agence Mamu Innue Kaikusseht (AMIK) mène un projet dans l'habitat des zostères, au Québec, sur la rive nord de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent (ZBNED 9). Ce projet révèle l'importance de ces plantes pour les anguilles. Des relevés de poissons effectués en 2009 et en 2010 ont permis de capturer de nombreuses anguilles (Essipit, Uashat Mak Mani-Utenam, Ekuanitshit, Unamen Shipu) (AMIK, 2010).

Depuis 2007, des anguilles ont souvent été capturées dans le cadre des relevés de poissons effectués dans l'habitat de zostères en juin et en septembre dans le parc national du Canada Forillon (ZBNED 1) (Daniel Sigouin, Parcs Canada, comm. pers., mai 2011). En Ontario, diverses sources (CTA, connaissances des communautés locales, informations archéologiques, mentions historiques, articles scientifiques) documentent le comportement d'anguilles, grandes et petites, sortant de l'eau et se déplaçant sur des substrats humides composés, entre autres, de mousses, de graminées, de roches et de ciment, et ce, sur une distance considérable, ce qui semble indiquer que les zones riveraines constituent un habitat important pour les anguilles (Machut *et al.*, 2007; MacGregor *et al.*, 2010; Richardson *et al.*, 2010).

Dans les cours d'eau douce, les anguilles n'affichent généralement pas de préférences constantes en ce qui a trait au type d'habitat, à la couverture, au substrat et à la température de l'eau (Hawkins, 1995; Smogor *et al.*, 1995). À l'Île-du-Prince-Édouard, les anguilles abondent dans les étangs d'eau douce formés par les barrages, mais sont rares dans la plupart des cours d'eau douce (Cairns *et al.*, 2007). Les besoins en matière de sites d'hivernage (terriers) et l'utilisation de ceux-ci sont encore peu compris, qu'ils soient en milieux dulcicoles ou salés (Tesch, 1977; Feunteun *et al.*, 2003; Jessop *et al.*, 2009).

Récemment, toutefois, Tomie (2011) a constaté que les anguilles d'Amérique passent généralement l'hiver dans les fonds vaseux de baies et d'estuaires du sud du golfe du Saint-Laurent. Si l'on tient compte des registres de pêche hivernale au harpon, les anguilles semblent se regrouper dans certaines zones à l'intérieur de ces milieux durant l'hiver, particulièrement les zones de suintement d'eaux souterraines. À température ambiante en hiver, les anguilles utilisent les fonds vaseux et recouverts de galets (Tomie, 2011). Les anguilles se cachent aussi dans les fonds des cours d'eau pendant le jour, durant les périodes non hivernales. Tomie (2011) estime que les anguilles d'Amérique, de l'est du Canada passeraient environ 74 % de toute leur « phase jaune » cachées dans le substrat. La phase continentale (phase de croissance) en milieu marin se limiterait principalement aux eaux peu profondes protégées. Cairns *et al.* (2012) ont produit une carte de répartition et une classification

de l'habitat aquatique pour la côte est du Canada. En s'appuyant sur les registres des pêches commerciale, récréative et scientifique, on peut considérer que la « zone protégée[5] » correspond de façon approximative aux milieux saumâtres et salés occupés par les anguilles jaunes. La zone protégée s'étend sur 9 626 km^2, ce qui représente 1,1 % de tout l'habitat marin, de la ligne côtière jusqu'à la courbe isobathe (ou bathymétrique) de 500 m. La proportion de l'habitat protégé par région est la plus élevée dans l'estuaire du Saint-Laurent (419 km^2, soit 3,5 %); viennent ensuite le golfe du Saint-Laurent (3 088 km^2, soit 1,4 %), l'océan Atlantique et la baie de Fundy (6 120 km^2, soit 0,9 %; Cairns *et al.*, 2012).

La densité des anguilles diminue normalement avec la distance par rapport à la mer dans les cours d'eau moyens ou grands (Smith et Saunders, 1955; Gray et Andrews, 1971; Smogor *et al.*, 1995; Ibbotson *et al.*, 2002; Imbert *et al.*, 2008). En Europe, on a observé que la dispersion des anguilles dans les cours d'eau douce peut être fortement influencée par des effets liés à la densité (Feunteun *et al.*, 2003); ainsi, plus la densité est élevée, plus la motivation est grande de continuer vers l'amont. Il semble aussi que l'anguille d'Europe se disperse de façon aléatoire, de manière similaire à la dispersion aléatoire des particules (Ibbotson *et al.*, 2002; Edeline *et al.*, 2007; Lambert et Rochard, 2007). De nombreux facteurs (effets liés à la densité chez les anguilles, densité et répartition des proies et des prédateurs, facteurs physiques tels que les obstacles) influent sur la dispersion, y compris les facteurs anthropiques.

White et Knights (1997), par exemple, ont signalé que, dans certaines zones, les obstacles à la montaison avaient plus d'effet sur la densité des anguilles d'Europe que la distance de l'océan. L'aptitude des anguilles à surmonter un obstacle est fonction de leur taille. Les petites anguilles (de moins de 10 cm de long) ont la capacité de remonter des obstacles verticaux humides (Legault, 1988), mais les anguilles de grande taille sont ordinairement incapables de franchir les hautes chutes et les barrages élevés (McCleave, 1980; Barbin et Krueger, 1994). Il faut donc aux grandes anguilles qui s'efforcent de remonter le courant un passage libre ou des échelles (Moriarty, 1987). La possibilité de passage entre les principaux milieux intérieurs est essentielle pour s'assurer que les anguilles sont en mesure de se disperser efficacement et profitent des meilleures conditions de croissance dans divers milieux de grossissement. De plus, un passage sécuritaire et adéquat à destination et en provenance des frayères océaniques est nécessaire pour que les anguilles puissent compléter leur cycle vital (MacGregor *et al.*, 2010).

[5] Les zones protégées ont été définies à l'aide d'un cercle ayant 1,5 km de diamètre. Le cercle était déplacé vers un cours d'eau jusqu'à ce qu'il touche la côte en deux points. La limite extérieure de la zone protégée était une ligne reliant ces deux points. Dans le cas des estuaires, la zone protégée comprenait les eaux jusqu'à la limite approximative de pénétration du sel (voir la carte de base) (Cairns *et al.*, 2012).

La survie est affectée par les conditions environnementales dans tous les milieux (océanique, estuarien, dulcicole) occupés pendant un stade ou l'autre du cycle vital ainsi que par des facteurs anthropiques. La mortalité des anguilles en cours de maturation lors de leur migration vers la mer a été associée à leur passage dans des turbines hydroélectriques (Desrochers, 1995; Normandeau Associates et Skalski, 2000), aux pêches (Castonguay *et al.*, 1994a; Caron *et al.*, 2003; Verreault et Dumont, 2003) et aux obstacles qui causent une chute libre de plus de 13 m (Larinier et Travade, 1999).

Les besoins de l'espèce en matière d'habitat de fraye dans la mer des Sargasses (Schmidt, 1922) et d'habitat d'incubation sont mal compris. Selon Kleckner et McCleave (1988), la limite nord de l'aire de fraye des anguilles de l'Atlantique (*Anguilla* spp.) dans la mer des Sargasses est liée aux fronts thermiques et aux masses d'eau de surface, la fraye ayant cours au sud des fronts thermiques est-ouest qui séparent, d'un côté, les eaux de surface du sud de la mer des Sargasses, et de l'autre, les eaux mélangées de la zone de convergence subtropicale, au nord. Les migrations estuariennes et océaniques des anguilles d'Amérique juvéniles (jaunes) et reproductrices (argentées) font actuellement l'objet d'étude dans le cadre du programme Ocean Tracking Network (OTN) Canada (2010-2012). En 2010, des lignes acoustiques ont été déployées dans le réseau à 4 endroits dans le fleuve Saint-Laurent. De façon globale, 76 % des anguilles argentées (N = 62) et 33 % des anguilles jaunes (N = 30) porteuses d'une étiquette acoustique ont été détectées en aval. Les détections plus en aval permettront de mieux cerner la voie migratoire et le moment de la migration. Une ligne d'écoute comprenant 30 récepteurs acoustiques VR2W (Vemco) est située en aval du détroit de Cabot, une autre fonctionne dans le détroit de Canso, et une dernière est située au large des côtes de Halifax (Nouvelle-Écosse). Combinées aux efforts étatsuniens, les détections pourraient aussi être effectuées au-delà des rideaux acoustiques du réseau de suivi des océans (OTN) du golfe du Maine, du golfe médio-atlantique et des Bermudes (J.J. Dodson, Université Laval, et M. Castonguay, MPO, comm. pers., 2010).

Tendances en matière d'habitat

La détérioration des milieux dulcicoles, les obstacles à la migration entraînant la perte et la fragmentation de l'habitat des anguilles en montaison et la mortalité par turbinage des anguilles en dévalaison sont des perturbations majeures de l'habitat qui se produisent depuis l'expansion coloniale européenne en Amérique du Nord. Cette dégradation de l'habitat, combinée à la pêche, est souvent mise de l'avant pour expliquer le déclin de l'anguille d'Amérique (Castonguay *et al.*, 1994a; Haro *et al.*, 2000; Verreault *et al.*, 2004; voir la section **Facteurs limitatifs et menaces**). Après avoir analysé quatre décennies de données sur l'abondance dans le fleuve Saint-Laurent, de Lafontaine *et al.* (2009b) croient que l'impact cumulatif de la mortalité due aux barrages hydroélectriques et à la surpêche des recrues sont les causes les plus probables du déclin qui s'est produit jusque vers le milieu des années 1980.

Le bassin versant du Saint-Laurent a un débit d'eau douce annuel atteignant en moyenne 10 100 m³/s, ce qui représente environ 19 % du débit d'eau douce total dans l'aire de répartition de l'espèce (Castonguay *et al.*, 1994a). On compte 8 411 barrages dans le bassin versant du Saint-Laurent (Verreault *et al.*, 2004). Ces barrages bloqueraient l'accès à 12 140 km² de l'habitat de l'anguille d'Amérique dans le bassin (Verreault *et al.*, 2004).

Les effectifs de l'anguille d'Amérique ont diminué dans la rivière des Outaouais, dans l'ensemble des affluents des tronçons moyens et supérieurs du bassin versant; cette diminution coïncide avec l'aménagement de grands barrages hydroélectriques dans l'axe principal de la rivière (MacGregor *et al.*, 2010). On rapporte le même scénario pour le bassin versant de la rivière Mississippi (Ontario) et les affluents du haut Saint-Laurent et du lac Ontario. L'aire de répartition de l'anguille s'est retrouvée limitée aux cours inférieurs, principalement à cause de la baisse du recrutement et de la construction de nombreux barrages et installations hydroélectriques (MacGregor *et al.*, 2009; Casselman et Marcogliese, 2010a,b). Plus près du lac Ontario, les anguilles persistent dans une plus grande diversité de milieux, probablement parce que les installations hydroélectriques sont moins nombreuses dans certains de ces bassins (MacGregor *et al.*, 2010).

Le Plan de gestion national (GTCA, 2009) contient des objectifs et des mesures axés sur la restauration de l'habitat, par exemple la cartographie des obstacles. Les secteurs des Sciences et de la Gestion de l'habitat du MPO mènent actuellement une étude sur les obstacles auxquels fait face l'anguille d'Amérique dans le but d'identifier les bassins versants prioritaires pour atténuer les obstacles à la migration et ouvrir l'accès à l'habitat. Un système d'information géographique (SIG) est en cours d'élaboration pour aider au rétablissement de l'anguille d'Amérique par le biais, par exemple, de l'évaluation de la franchissabilité des barrages par les anguilles au Québec (Tremblay *et al.*, 2011). Des cotes de franchissabilité ont été attribuées à chaque catégorie de barrage en fonction de trois critères d'évaluation : la hauteur du barrage, les matériaux utilisés pour le construire et son utilisation. Cette analyse porte à croire que le problème de la franchissabilité (mais pas la mortalité) est plus important lors de la montaison que lors de la dévalaison. Une fois ajoutées au SIG, les cotes de franchissabilité aideront les gestionnaires à prioriser les mesures d'atténuation. Lambert *et al.* (2011) ont simulé la dispersion des anguilles dans le bassin versant de la rivière Rimouski (828 km²) afin de prioriser les mesures d'atténuation visant à surmonter les obstacles à la migration et à améliorer l'échappée de géniteurs[6] des eaux continentales vers la mer des Sargasses (modèle OMMER). Pour l'instant, l'application du modèle à d'autres bassins versants est limitée par la disponibilité de données pertinentes sur un ensemble diversifié de milieux et de bassins versants.

[6] L'échappée de géniteurs est considérée comme le nombre d'anguilles argentées qui survivent à la pêche, au turbinage et aux autres facteurs continentaux de mortalité pour atteindre le large et se diriger vers l'aire de fraye dans la mer des Sargasses.

Protection et propriété de l'habitat

Au Canada, l'anguille d'Amérique est surtout présente dans les eaux publiques. L'habitat de l'espèce, y compris l'habitat océanique qu'elle occupe au cours des migrations, peut être protégé contre la détérioration et la destruction par la *Loi sur les pêches* du Canada. En outre, l'habitat est aussi protégé aux termes de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* et de nombreuses lois provinciales, dont la *Loi sur la protection de l'environnement* et la *Loi sur les ressources en eau* de l'Ontario, la *Loi sur la qualité de l'environnement* et la *Loi sur la conservation et la mise en valeur de la faune* du Québec et la *Loi sur l'assainissement de l'eau* et la *Loi sur l'assainissement de l'environnement* du Nouveau-Brunswick. L'habitat qui se situe dans les parcs nationaux, les parcs provinciaux, les réserves nationales de faune et les aires marines protégées peut bénéficier d'une protection supplémentaire par l'effet de la *Loi sur les parcs nationaux* du Canada, de la *Loi sur les Parcs* du Québec, de la *Loi sur les parcs provinciaux et les réserves de conservation* (2006) de l'Ontario et de la *Loi sur les espèces sauvages au Canada*. En Ontario, l'anguille d'Amérique a été désignée en voie de disparition et s'est vue attribuer une protection aux termes de la *Loi de 2007 sur les espèces en voie de disparition* de l'Ontario (L.O. 2007, ch. 6) le 30 juin 2008. Son habitat sera protégé aux termes des dispositions générales portant sur l'habitat de cette loi à partir du 30 juin 2013. Une protection pourrait être accordée à l'habitat avant cette date, si un règlement visant celui-ci est élaboré pour l'espèce avant le 30 juin 2013 (B. Walpole, MRNO, comm. pers., 2010).

Les règles de régie des parcs et des aires de conservation, cependant, n'interdisent pas forcément l'exploitation, aux endroits où celle-ci est autrement autorisée, et ne protègent pas automatiquement les anguilles contre d'autres menaces (voir la section **Facteurs limitatifs et menaces**).

BIOLOGIE

Cycle vital, comportement migratoire, croissance et reproduction

Le cycle vital de l'anguille d'Amérique est particulièrement complexe et englobe les milieux océanique, côtier, estuarien et dulcicole. Cette complexité se reflète dans les nombreux noms propres aux stades vitaux des anguilles (p. ex. « civelles transparentes », « anguilles jaunes »). L'anguille est sémelpare; elle ne fraye qu'une seule fois dans sa vie, dans la mer des Sargasses (figure 2; Schmidt, 1922; Helfman *et al.*, 1987). La terminologie du cycle vital de l'anguille différencie les stades selon le régime migratoire et les caractéristiques morphologiques, suivant la description ci-dessous.

La fraye et l'éclosion se déroulent dans la mer des Sargasses, sur plusieurs centaines de milliers de kilomètres carrés (Schmidt, 1922; Als *et al.*, 2011). Aucune de ces deux activités n'a été observée, mais on a déduit qu'elles ont lieu en se basant sur l'échantillonnage de larves effectué dans la mer des Sargasses (Schmidt, 1922). Des fronts de température dans la mer des Sargasses aident peut-être les anguilles adultes à trouver l'aire de fraye en servant de repères (McCleave, 1987; Kleckner et McCleave, 1988). La latitude de l'isotherme de 22,5 °C se situe habituellement près de la zone frontale à la limite nord de l'aire de fraye des anguilles (Kleckner et McCleave, 1988; Tesch et Wegner, 1990; Friendland *et al.*, 2007).

Étant donné qu'on ne connaît pas l'emplacement exact de l'aire de fraye dans la mer des Sargasses, il existe d'importantes lacunes dans les connaissances sur le moment et les stades de l'embryogenèse ainsi que sur le développement larvaire précoce. Oliveira et Hable (2010) ont étudié l'embryogenèse chez l'anguille d'Amérique par fécondation *in vitro*. Leurs résultats montrent que le stade de l'ovocyte au moment du déclenchement de l'ovulation est un facteur crucial au succès de la fécondation.

Des recherches récentes recourant à la microchimie des otolithes ont permis d'identifier trois grands éléments : la résidence en eaux salées, la résidence en eaux douces et l'alternance entre milieux (Jessop *et al.*, 2002; Cairns *et al.*, 2004; Thibault *et al.*, 2007ab; Lamson *et al.*, 2006; 2009; Jessop, 2010). La proportion d'anguilles non catadromes (résidant en eaux salées) à l'intérieur des zones et entre elles, cependant, n'est toujours pas quantifiée. Dans la rivière Saint-Jean, en Gaspésie (ZBNED 1), certaines anguilles résidentes des eaux douces font de très brèves incursions en eaux saumâtres ou salées (Daverat *et al.*, 2006; Caron *et al.*, 2009). Le passage d'un habitat à l'autre se rencontre davantage dans les systèmes où les déplacements ne sont pas bloqués par des barrages (Jessop *et al.*, 2002; Cairns *et al.*, 2004). Les déplacements locaux saisonniers (Hammond et Welsh, 2009; Hedger *et al.*, 2010) associés à l'hivernage peuvent aussi comporter des besoins en matière d'habitat et d'environnement liés à la température de l'eau, à la concentration d'oxygène et à la qualité de l'eau, mais les besoins hivernaux de l'espèce sont peu connus (Tesch, 1977; Feunteun *et al.*, 2003). En se basant sur la corrélation positive connue entre la salinité et les teneurs en strontium (Sr) dans l'eau, on a inféré l'utilisation de l'habitat par les anguilles du fleuve Saint-Laurent et du lac Ontario à partir de variations du rapport Sr/Ca des otolithes. Pendant tous les stades vitaux, les anguilles sont demeurées exclusivement en eaux douces (J. Fitzsimons, MPO, comm. pers., 2011). Il est certain que d'autres facteurs (prédation, nourriture et disponibilité de l'habitat) influent aussi sur le comportement optimal (résidence dans les estuaires ou en eaux douces, ou migrations périodiques entre milieux) (Jessop, 2010).

Après plusieurs années (ordinairement 9 ans en eaux salées et jusqu'à 22 ans en eaux douces, voir le tableau 3[7]) passées sous forme d'anguilles jaunes dans l'habitat de grossissement, les anguilles deviennent argentées et retournent à leur aire de fraye dans la mer des Sargasses (figure 2). Les caractéristiques du cycle vital ou de reproduction (taux de croissance, longueur et âge à la maturité) varient d'une région à l'autre au Canada, et on a détecté des stratégies de cycle vital différentes entre les anguilles d'Amérique mâles et femelles. Les mâles seraient caractérisés par une stratégie minimisant le temps de croissance, et les femelles, par une stratégie maximisant la taille atteinte (Helfman *et al.*, 1987; Oliveira, 1999; Tremblay, 2004; 2009a; Jessop, 2010) (voir la section **Biologie** – Anguille argentée).

Tableau 3. Périodes de migration, longueur et âge moyens des anguilles d'Amérique argentées femelles proches de la maturité qui quittent les réseaux canadiens d'eau douce.

Site	ZBNED[A]	Période de migration	n	Long. (mm)	Croiss. (mm/an)	Âge	Référence
Haut Saint-Laurent	10	Juin-octobre	200 53 30	915 976 1 001	43,2 47,9	19,7 20,9	Casselman, 2003 McGrath *et al.*, 2003 Tremblay, 2004; 2009a
Rivière Richelieu	10	Juin-octobre	494	1 019			Dumont *et al.*, 1998
Estuaire du haut Saint-Laurent	10	Septembre-octobre	474 4 529 30	840 853 837	 41,6	 20,1	Couillard *et al.*, 1997 Verreault *et al.*, 2003 Tremblay, 2004; 2009a
Rivière du Sud-Ouest (rive sud du Saint-Laurent)	9	Août-novembre	693 30	1 015 1 043	44,4 46,2	21,4 22,6	G, Verreault, MRNF Tremblay, 2004; 2009a
Rivière aux Pins	9		100	600			Couillard *et al.*, 1997
Rivière Petite Trinité (rive nord du Saint-Laurent)	2	Août-octobre	74 30	674 679	32,1 35,5	19,0 20,0	Fournier et Caron, 2005 Tremblay, 2004; 2009a
Étang Long (Île-du-Prince-Édouard)	1	Août-octobre	30	693	32,2	19,5	Tremblay, 2004; 2009a
Étangs Long et Campbells (Île-du-Prince-Édouard)	1	Août-octobre	82	714	36,5	17,8	Cairns *et al.*, 2007
Rivière Margaree (lac Ainslie, Nouvelle-Écosse)	1	Septembre	71	645	26,5	21,9	Cairns *et al.*, 2007
Rivière LaHave (Nouvelle-Écosse)	1	Août-novembre	352	610	28,3	19,4	Jessop, 1987
Rivière East, à Chester (Nouvelle-Écosse)	1		26	468	23,8	17,1	Jessop *et al.*, 2004
Rivière Medway (Nouvelle-Écosse)	1		276	555	25,7	19,2	Jessop, 1987

[7] Le tableau 3 porte sur des anguilles femelles en eau douce.

Site	ZBNED[A]	Période de migration	n	Long. (mm)	Croiss. (mm/an)	Âge	Référence
Étangs Topsail et Indian, rivière Salmon, ruisseau Burnt Berry, barachois Topsail (Terre-Neuve)	8	Août-octobre	92	694	51,2	12,3	Gray et Andrews, 1971
Rivière Castors (Terre-Neuve)	8	Août-octobre	50	664	30,5	19,7	Jessop *et al.*, 2009
Baie Dog (Terre-Neuve)	8	Août-octobre	94	778	54,9	13,0	Bouillon et Haedrich, 1985
Baie Holyrood	8	Août-octobre	90	722	51,0	12,9	Bouillon et Haedrich, 1985

A : Zones biogéographiques nationales d'eau douce : 1) Grands Lacs-haut Saint-Laurent; 2) Bas Saint-Laurent; 3) Maritimes; 4) Îles de l'Atlantique
B : Tiré de Jessop (2010)

Œuf

L'œuf éclot probablement dans la semaine suivant sa ponte dans la mer des Sargasses. Selon McCleave *et al.* (1987), l'éclosion connaîtrait un pic en février et pourrait se poursuivre jusqu'en avril. Wang et Tzeng (2000), s'appuyant sur des rétrocalculs à partir des otolithes, pensent que l'éclosion aurait lieu de mars à octobre, avec un pic en août. Cieri et McCleave (2000), pour leur part, soutiennent que ces dates de fraye rétrocalculées ne correspondent pas aux preuves recueillies et peuvent s'expliquer par la résorption aux bords de l'otolithe. Bonhommeau *et al.* (2010) croient que la formation d'anneaux de croissance dans les otolithes de larves d'anguilles ne serait pas quotidienne en raison de conditions de croissance sous-optimales dans certaines zones. Il faudrait valider la formation d'incréments de croissance dans les otolithes de leptocéphales d'anguilles de l'Atlantique pour confirmer la présence d'incréments quotidiens dans les otolithes chez les leptocéphales élevés en captivité.

Leptocéphale

Le leptocéphale est la forme larvaire de l'anguille. Les leptocéphales sont des larves comprimées latéralement, transparentes et d'une forme rappelant la feuille de saule, qui se laissent passivement porter vers l'ouest et le nord, jusqu'aux eaux côtières de la côte est de l'Amérique du Nord, par les courants de surface du système du Gulf Stream (Schmidt, 1922; Tesch, 1977; Kleckner et McCleave, 1982) (figure 4). La phase larvaire du leptocéphale durerait de 7 à 12 mois (Kleckner et McCleave, 1985; Avise *et al.*, 1986; Wang et Tzeng, 2000). Bonhommeau *et al.* (2010) ont utilisé des modèles de circulation océanique pour simuler les déplacements transatlantiques des leptocéphales d'anguille d'Amérique. On estime que la migration prendrait en moyenne moins de 1 an, ce qui est considéré comme une courte migration comparativement aux 21 mois que dure la migration de l'anguille d'Europe (Bonhommeau *et al.*, 2009; 2010). La répartition verticale se limite habituellement à la couche supérieure de 350 m de l'océan (Kleckner et McCleave, 1982; Castonguay et McCleave, 1987). Le taux de croissance des leptocéphales a été évalué à environ 0,21 à 0,38 mm par jour (Kleckner et McCleave, 1985; Castonguay, 1987; Tesch, 1998; Wang et Tzeng, 2000).

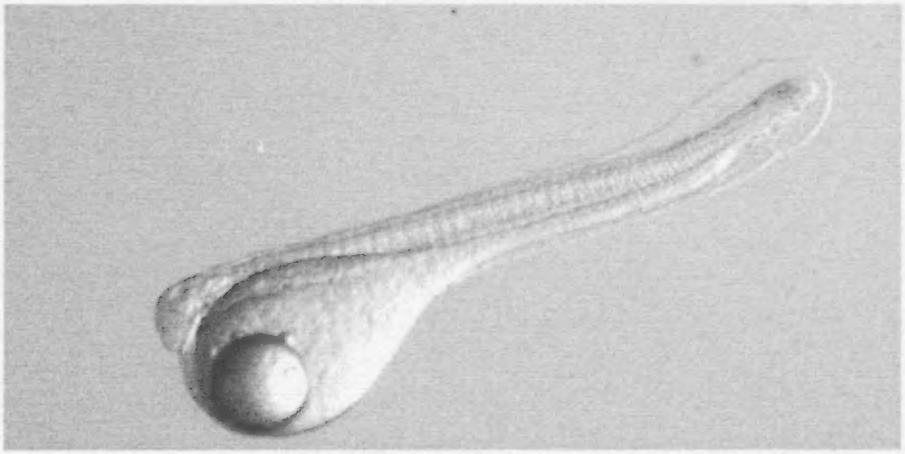


Figure 4. Leptocéphale, stade larvaire de l'anguille d'Amérique (*Anguilla rostrata*) (illustration tirée de K. Oliveira et Whitney Hable, Université du Massachusetts [University of Massachusetts], Dartmouth)

Civelle transparente

Quand ils arrivent sur le plateau continental, les leptocéphales se métamorphosent en civelles transparentes (ou cristallines) (figure 5), qui ont la forme serpentine et allongée caractéristique des anguilles (McCleave *et al.*, 1987). Sur le plan de la croissance, les civelles transparentes représentent la période juvénile, et le terme « civelle transparente » couvre tous les stades du développement qui vont de la fin de la métamorphose du leptocéphale à la pigmentation (Tesch, 1977). La métamorphose survient quand les leptocéphales ont quelque 55 à 65 mm de longueur (Kleckner et McCleave, 1985). L'âge moyen au moment de cette métamorphose a été évalué à 200 jours, et celui à l'arrivée dans un estuaire, à 255 jours, ce qui donne 55 jours entre la métamorphose en civelle transparente et l'arrivée dans un estuaire (Wang et Tzeng, 2000). La migration de civelles transparentes dans le golfe et l'estuaire du Saint-Laurent a été décrite récemment par Dutil *et al.* (2009). Les données de relevés d'ichtyoplancton semblent indiquer que les civelles transparentes entrent dans le golfe du Saint-Laurent principalement en mai, migrent à la surface pendant la nuit et se dispersent largement une fois qu'elles ont dépassé le détroit de Cabot. Elles arrivent dans les estuaires dès la mi-juin et tout au long du mois de juillet. La migration s'étend vers l'ouest jusqu'à Québec, dans la zone d'eau douce de l'estuaire du Saint-Laurent, à 1 000 km à l'ouest du détroit de Cabot. La vitesse sur le fond en ligne droite entre le détroit de Cabot et les estuaires a été estimée à 10 à 15 km par jour (Dutil *et al.*, 2009).

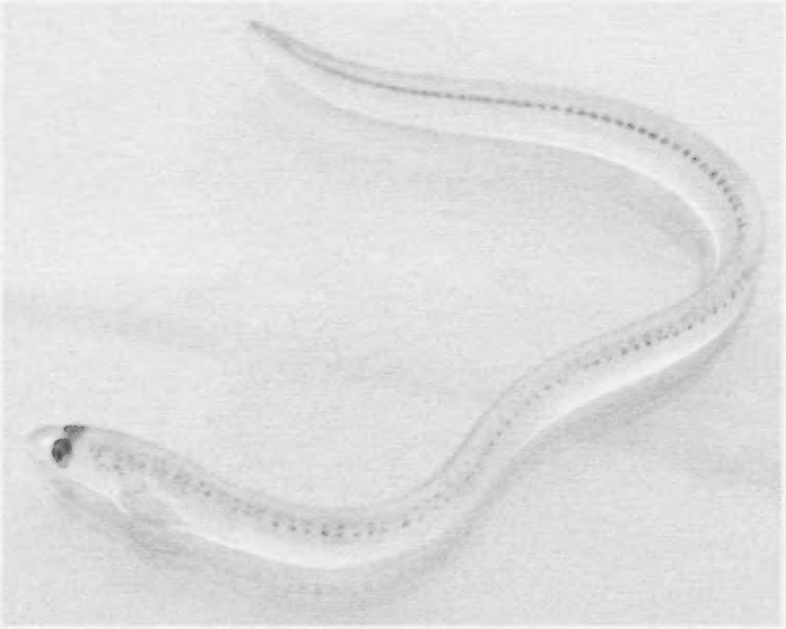


Figure 5. Civelle transparente, civelle non pigmentée, stade postlarvaire de l'anguille d'Amérique (*Anguilla rostrata*) (de G. Verreault, MRNF).

Civelle pigmentée

Les civelles transparentes se pigmentent progressivement à mesure qu'elles pénètrent dans les affluents; on les appelle alors civelles pigmentées. Le processus de pigmentation mélanique (Bertin, 1951; Élie *et al.*, 1982; Grellier *et al.*, 1991) se déroule pendant le séjour des anguillettes en eaux côtières. À ce stade vital, elles ne sont pas sexuellement différenciées. Le stade de la civelle pigmentée dure de 3 à 12 mois. Les civelles qui pénètrent dans des eaux douces peuvent passer une bonne part de cette période à migrer vers l'amont (Haro et Krueger, 1991; Jessop, 1998a). L'influx de civelles pigmentées est lié à la hausse de la température et à la réduction du débit au début de la saison de migration vers l'amont, puis à l'influence du cycle des marées (Tesch, 1977; Kleckner et McCleave, 1982; Marten, 1995; Jessop, 2003b).

La longueur des civelles et leur date d'arrivée vont en augmentant du sud au nord le long de la côte atlantique nord-américaine (Vladykov, 1966; Haro et Krueger, 1988). Jessop (2010) a démontré que les civelles pigmentées réparties le long de la côte atlantique de l'Amérique du Nord grandissent en longueur en fonction de la latitude et de la distance par rapport à l'aire de fraye. Dans la partie côtière atlantique de la Nouvelle-Écosse, la migration des civelles connaît des pics entre la fin avril et la fin juin, mais ces dernières peuvent continuer de pénétrer, en petit nombre, dans les rivières jusqu'à la mi-août (Jessop, 1998a). En 2000, leur longueur totale était en moyenne, dans la rivière East à Chester (Nouvelle-Écosse), de 60,14 mm ± 0,17 mm (de 50,4 à 70,5 mm) (Jessop, 2003c). Dans la rivière Murray (Île-du-Prince-Édouard), des civelles

pigmentées ont été prises entre la fin juin et la fin août (Cairns *et al.*, 2007). Dans la Petite rivière de la Trinité (rive nord du golfe du Saint-Laurent), les civelles étaient pour la plupart déjà pigmentées au début de juillet, mais elles continuaient d'arriver jusqu'à la fin du mois (Dutil *et al.*, 1989); elles mesuraient en moyenne 62,4 mm (de 59 à 69 mm). La taille moyenne des civelles pigmentées au Canada varie approximativement entre 60 et 67 mm (Jessop *et al.*, 2004; GTCA, 2009; Jessop, 2010).

Les prédicteurs environnementaux de la montaison des civelles sont variables et peuvent changer d'une année à l'autre (Overton et Rulifson, 2009). Au Rhode Island, Haro et Krueger (1988) ont observé que les effectifs de civelles pigmentées étaient le plus élevés pendant la période d'augmentation maximale de la température des cours d'eau et lorsque les niveaux d'eau sont au plus bas. Dans l'État de New York et au New Jersey, la colonisation des tronçons supérieurs semble dépendre de la température de l'eau, lorsque celle-ci atteint un seuil de 10 à 15 °C (Overton et Rulifson, 2009; Sullivan *et al.*, 2009). La montaison des civelles au Canada commence à des températures plus basses; la température de l'eau était de 5 °C lorsque la première civelle pigmentée a été observée dans le parc national du Canada Fundy (Goodbrand et Austin, 2009). Le nombre de civelles pigmentées qui atteignent l'embouchure de la rivière donnant accès au bassin versant même dépendrait toutefois beaucoup plus de facteurs influant sur les anguilles à l'extérieur du bassin versant en question.

Au cours de la montaison des civelles dans la rivière East (à Chester, Nouvelle-Écosse), le degré de pigmentation s'accroît progressivement au fil de la migration, et l'on ne rencontre que peu de civelles transparentes après la fin mai (Jessop, 2003a). On trouve dans la Petite rivière de la Trinité, sur la rive nord du golfe du Saint-Laurent, des civelles transparentes pendant la deuxième quinzaine de juin, mais elles sont rares relativement aux civelles pigmentées (Dutil *et al.*, 1989).

Les anguillettes peuvent recourir, pour remonter les estuaires, au transport sélectif assuré par des cours d'eau à marée (Kleckner et McCleave, 1982). Quand elles entrent dans les eaux côtières, elles se transforment : d'organismes pélagiques océaniques, elles deviennent organismes benthiques continentaux.

Anguille jaune

Le stade de l'anguille jaune constitue la principale phase de croissance de l'espèce. La couleur du ventre varie du jaunâtre au verdâtre ou au brun olive; le dos demeure foncé (Scott et Crossman, 1974; Tesch, 1977). La peau de l'anguille est épaisse et coriace et peut sécréter de vastes quantités de mucus qui constituent une couche protectrice. Contrairement aux écailles bien développées de la plupart des poissons, les écailles des anguilles sont rudimentaires et profondément intégrées dans la peau. Les lacs Ontario et Champlain constituent le plus grand habitat de grossissement en eaux douces de l'anguille d'Amérique à l'intérieur de son aire de répartition géographique.

Dans la rivière du Sud-Ouest (sur la rive sud du Saint-Laurent) et la Petite rivière de la Trinité (secteur nord-ouest du golfe du Saint-Laurent), des migrations vers l'amont ont été constatées entre juin et août (Dutil *et al.*, 1989; Verreault, 2002; Fournier et Caron 2005). Aux barrages de Chambly, de Beauharnois et Moses-Saunders, la migration connaît généralement un pic en juillet et en août (Casselman *et al.*, 1997; Casselman, 2003; Verdon *et al.*, 2003; Desrochers, 2009). Pendant la migration vers l'amont entre les barrages de Beauharnois et Moses-Saunders, Verdon et Desrochers (2003) ont estimé que les anguilles jaunes peuvent se déplacer à une vitesse de 2,3 km par jour.

La différenciation sexuelle se produit pendant la phase jaune. Oliveira et McCleave (2000) ont estimé que la différenciation sexuelle était complète quand l'anguille atteignait une longueur totale de 270 mm. La différenciation sexuelle est fortement influencée par les conditions environnementales (Krueger et Oliveira, 1997; 1999; Oliveira, 1997). Krueger et Oliveira (1999) et Oliveira *et al.* (2001) sont d'avis que la densité constituerait le principal facteur influant sur le rapport des sexes des anguilles dans une rivière donnée, les densités élevées étant favorables à la production de mâles, mais les rôles relatifs de divers facteurs responsables et les mécanismes sous-jacents à la détermination des sexes chez les Anguillidés ne sont pas complètement compris (Lambert et Rochard, 2007; Jessop, 2010).

Dans le réseau du haut Saint-Laurent et du lac Ontario, le fait qu'on a observé plus de mâles (38 %; Pratt et Threader, 2011) lors d'activités de surveillance de l'espèce après l'ensemencement comparativement à avant l'ensemencement porte à croire que de telles initiatives pourraient influer sur le cycle vital de l'anguille d'Amérique et qu'il y a peut-être une composante génétique à la détermination du sexe. En premier lieu, historiquement, les anguilles dans le réseau du haut Saint-Laurent et du lac Ontario étaient présentes à des densités nettement plus grandes que les densités d'ensemencement actuelles, et elles étaient presque toutes des femelles. Dans la plupart des eaux canadiennes, plus de 95 % des anguilles sexuées sont des femelles (Gray et Andrews, 1970; Dolan et Power, 1977; Dutil *et al.*, 1985; Jessop, 1987; Fournier et Caron 2005). En deuxième lieu, les rapports des sexes observés pendant les expériences d'ensemencement correspondent aux rapports des sexes (et aux caractéristiques de croissance/maturation) des stocks de prélèvement. En effet, au Canada, les mâles semblent être plus communs dans la région Scotia-Fundy. Dans la rivière Saint-Jean, les mâles formaient 7,4 % d'un échantillon de 970 anguilles (Ingraham, 1999). Dans les tronçons fluviaux de la rivière East (à Chester, en Nouvelle-Écosse), plus de 55 % des anguilles jaunes échantillonnées étaient des mâles (Jessop *et al.*, 2006). Une expérience d'ensemencement antérieure de civelles provenant de la baie de Fundy dans un lac de la rive sud du Saint-Laurent (ZBNED 9) a aussi produit une plus grande proportion de mâles, soit 27,2 % de mâles après 4 ans de croissance, que ce qui avait été observé dans le passé (Verreault *et al.*, 2009).

Les anguilles jaunes tendent à occuper des domaines vitaux qui varient selon le type d'habitat (cours d'eau, lac, chenal à marée, marais, estuaire) et le régime de déplacement (résidence en eaux douces, résidence en eaux salées, alternance d'un habitat à l'autre; Morrison et Secor, 2003). On a estimé que le domaine vital est relativement petit (aussi peu que 2 hectares) dans les milieux estuariens, comme les marais salés (Ford et Mercer, 1986) et les cours d'eau à marée (Bozeman *et al.*, 1985; Dutil *et al.*, 1988). Par contre, dans le lac Champlain, LaBar et Facey (1983) ont recensé des domaines vitaux couvrant jusqu'à 65 hectares. Il a toutefois été démontré que certaines anguilles d'Amérique effectuent des migrations saisonnières au printemps et à l'automne, établissant des domaines vitaux pendant l'été, et il se pourrait que quelques-unes occupent des « refuges thermiques » pendant l'hiver (Hammond et Welsh, 2009). Les anguilles se trouvant dans des zones à partir desquelles il est facile d'accéder à des eaux saumâtres ou salées effectuent souvent une dévalaison printanière, quittant les eaux douces pour aller se nourrir dans un milieu salé pendant l'été. Elles retournent ensuite en eaux douces pendant l'automne pour y passer l'hiver (Medcof, 1969; Jessop, 1987; Caron *et al.*, 2009). Ces migrations entre eaux douces et eaux saumâtres/salées influent sur les taux de croissance (Jessop *et al.*, 2004; Thibault *et al.*, 2007a; Cairns *et al.,* 2009; Lamson *et al.*, 2009; Velez-Espino et Koops, 2010).

La croissance des Anguillidés est déterminée par plusieurs facteurs, y compris la salinité, la température de l'eau, la productivité, la disponibilité de la nourriture et la géographie (Tesch, 2003; Jessop *et al.*, 2004; Jessop, 2010) ainsi que par les effets différentiels des facteurs physiologiques (Edeline et Elie, 2004; Côté *et al.*, 2009). Les anguilles qui utilisent des eaux saumâtres et salées grossissent beaucoup plus vite que les anguilles d'eau douce (Jessop *et al.*, 2002, 2004; 2009; Cairns *et al.* 2004, 2009; Lamson *et al.*, 2009). Dans le sud du golfe du Saint-Laurent, les anguilles qui résident en eaux salées ont grandi (longueur) 2,2 fois plus vite, en moyenne, que les anguilles d'eau douce, qui ont pris environ 2,4 fois plus de temps que les anguilles en eaux salées pour atteindre le stade d'argenture (Lamson *et al.*, 2009). Les résultats de Côté *et al.* (2009) sur les régimes de croissance de civelles transparentes surveillées dans des conditions contrôlées appuient l'hypothèse selon laquelle l'origine géographique des civelles transparentes et la salinité influent sur les régimes de croissance. En outre, les résultats de Côté *et al.* (2009) corroborent l'hypothèse d'une base génétique expliquant les différences en matière de croissance et de rapport des sexes entre les individus de différentes zones. Ces résultats font penser que l'ensemencement des zones peuplées de femelles seulement (comme c'est le cas dans le réseau du haut Saint-Laurent et du lac Ontario) avec des civelles transparentes ou pigmentées provenant de zones où la proportion de mâles est variable (Maritimes) pourrait réduire les proportions de femelles produites dans les zones ensemencées. Cette hypothèse pourrait expliquer pourquoi les civelles transparentes et/ou pigmentées introduites dans le cadre de programmes d'ensemencement canadiens ont produit des anguilles jaunes présentant des différences régionales marquées quant au rapport des sexes entre les zones de prélèvement (Maritimes) et les zones réceptrices (Lac Morin, haut Saint-Laurent et lac Ontario) (voir la section **Menaces et facteurs limitatifs – Ensemencement**).

Pendant leur « phase jaune », les anguilles qui se trouvent aux latitudes canadiennes passent environ 74 % de leur temps enfouies dans les sédiments et/ou cachées dans le substrat (Tomie, 2011) (figure 6). Pendant l'été, les anguilles se nourrissent la nuit et passent la journée enfouies dans le fond marin. Des expériences où l'on a creusé dans le fond ont montré que les anguilles s'enfouissent habituellement dans la vase et gardent la tête proche de la surface, le museau pointant souvent tout juste à la surface. Les terriers d'anguilles ont souvent 2 ou plusieurs ouvertures. Des expériences effectuées avec un colorant ont montré que les anguilles enfouies dans la vase respirent en prélevant de l'eau dans la colonne d'eau. Lorsque la tête se trouve sous la surface, un tunnel entre la surface et la bouche sert d'entrée d'eau à l'anguille (Tomie, 2011).

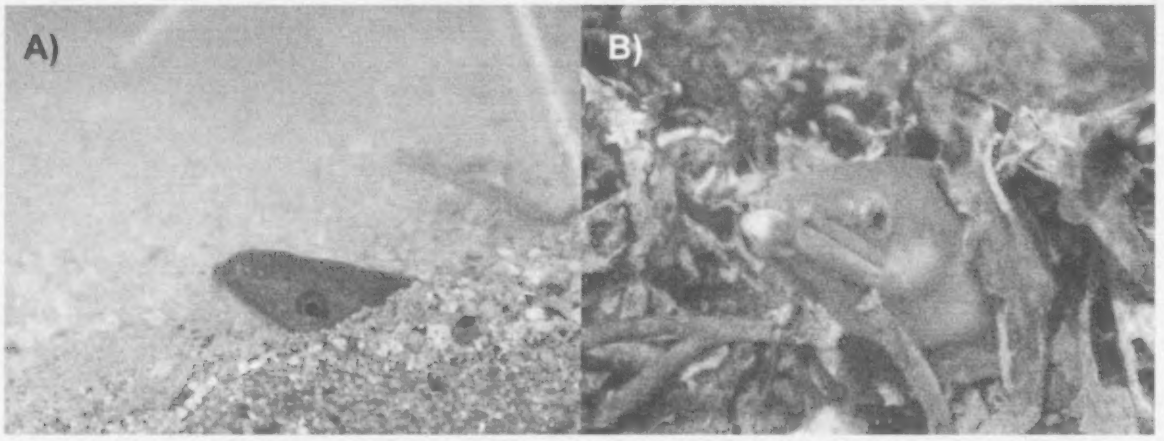


Figure 6. Anguille jaune d'anguille d'Amérique (*Anguilla rostrata*) cachée dans le substrat : a) dans le sable (image tirée de J. Tomie, UNB); b) dans la végétation aquatique (image tirée de P. Rousseau, UQTR).

Selon les Micmacs, les anguilles se cachent dans la végétation ou s'enfouissent dans la vase pendant l'hiver (IPEC, 2006). Les milieux d'hivernage comprennent aussi bien les eaux douces et les estuaires saumâtres que les baies ayant une concentration maximale d'eau de mer (Smith et Saunders, 1955; D.K. Cairns, MPO, obs. pers.). Dans les estuaires, les anguilles sont souvent concentrées dans la vase à remontée d'eau douce, mais on les trouve aussi dans les sédiments dépourvus d'influx d'eau douce (D.K. Cairns, MPO, obs. pers.). À l'hiver, contrairement à l'été, on peut repérer les terriers visuellement; ils ressemblent à une dépression de la grosseur d'un poing et se trouvent à la surface des sédiments. En hiver, un creux visible se forme autour de l'entrée du terrier; un tel creux ne se forme pas en été. On a observé des colonies de terriers d'anguilles pendant l'hiver, où de nombreuses anguilles jaunes se trouvent dans les aires d'émergence des eaux de sources (Tomie, 2011).

Les anguilles entreraient en léthargie (inactivité complète) enfouies dans la vase, pendant l'hiver, à des températures inférieures à 5 °C (Walsh *et al.*, 1983). Smith et Saunders (1955) ont cependant capturé, en janvier et février, 2 anguilles au moyen d'un piège dans un cours d'eau de l'Île-du-Prince-Édouard. Le rassemblement d'anguilles en hiver a été bien documenté par les peuples autochtones et les pêcheurs commerciaux qui ont harponné un grand nombre d'anguilles à travers la glace (Prosper et Paulette, 2002; Denny *et al.*, 2011). Les anguilles prises au harpon à travers la glace dans un estuaire de l'Île-du-Prince-Édouard, en janvier, avaient l'estomac rempli de capucettes (*Menidia menidia*) fraîches et non digérées, signe qu'elles s'étaient nourries récemment (D.K. Cairns, MPO, comm. pers., 2010). Ces observations semblent indiquer que les anguilles peuvent, à l'occasion, être actives durant les périodes que l'on croyait normalement être des périodes de léthargie.

Anguille argentée

Au fil du processus de maturation, l'anguille jaune se métamorphose en anguille argentée. L'argenture s'accompagne de modifications morphologiques et physiologiques qui préparent le poisson à sa migration vers la mer des Sargasses. L'anguille acquiert alors une livrée grisâtre et une coloration blanchâtre ou crème sur le ventre (Gray et Andrews, 1971; Scott et Crossman, 1974; Tesch, 1977). Le système digestif dégénère (Pankhurst et Sorensen, 1984; Durif, 2003), les nageoires pectorales s'agrandissent (Pankhurst, 1982a; McGrath *et al.*, 2003; Durif, 2003), le diamètre des yeux augmente et les pigments visuels de la rétine s'adaptent à l'environnement océanique (Vladykov, 1966; Pankhurst, 1982b; McGrath *et al.*, 2003), le tégument s'épaissit (Tesch, 1977; Pankhurst et Lythgoe, 1982), le pourcentage des lipides somatiques augmente pour fournir l'énergie nécessaire à la migration et à la fraye (Larsson *et al.*, 1990; Tremblay, 2004; 2009a), l'indice gonadosomatique augmente (Verreault, 2002; McGrath *et al.*, 2003; Tremblay, 2004; 2009a), le diamètre des ovocytes augmente (Couillard *et al.*, 1997), tout comme la production de gonadotrophine (GTH-II) (Durif *et al.*, 2005), tandis que la physiologie osmorégulatrice change (Dutil *et al.*, 1987). Pendant la migration, les caractères de reproduction continuent de se développer chez les anguilles en cours d'argenture.

Les caractéristiques du cycle vital (longueur, poids et âge à la maturité) des anguilles argentées femelles varient grandement d'un bout à l'autre de l'aire de répartition de l'espèce (Nilo et Fortin, 2001; Cairns *et al.*, 2008; Tremblay, 2004, 2009a; Jessop, 2010), et ces caractéristiques ainsi que les stratégies relatives au cycle vital s'avèrent cruciales pour comprendre l'écologie de l'espèce et en assurer la gestion (Jessop, 2010). Jessop (2010) a étudié la variabilité latitudinale de la longueur, de l'âge et du taux de croissance annuel des anguilles argentées le long de la côte atlantique de l'Amérique du Nord. La plasticité phénotypique reflète l'influence des variations environnementales sur les caractéristiques du cycle vital. Ces caractéristiques sont adaptatives si des différences phénotypiques résultent de la réaction d'un génotype donné aux variations environnementales (Jessop, 2010). Côté *et al.* (2009) et Bernatchez *et al.* (2011) ont démontré que les différences des caractéristiques dans l'ensemble de l'aire de répartition de l'espèce pourraient avoir une base génétique et être de nature adaptative.

La taille des anguilles argentées varie considérablement selon leur emplacement géographique. Par exemple, les anguilles argentées des zones nordiques sont plus longues, lourdes et âgées au moment de la migration (Hurley, 1972; Facey et LaBar, 1981; Helfman *et al.*, 1987; Cairns *et al.*, 2008; Jessop, 2010), mais il peut y avoir des variations entre les sexes (Helman *et al.*, 1987; Oliveira, 1999; Jessop, 2010). En général, dans un emplacement donné de l'aire de répartition géographique, les anguilles argentées femelles étaient significativement plus longues et plus âgées que les anguilles mâles (Jessop, 2010). Au Canada (haut Saint-Laurent, lac Ontario et golfe du Saint-Laurent), la longueur des femelles à la migration augmente plus de l'est vers l'ouest (distance par rapport à l'aire de fraye) que du sud vers le nord. Par conséquent, au sein de l'aire de répartition de l'espèce, les anguilles femelles du réseau du haut Saint-Laurent et du lac Ontario (ZBNED 10) sont, en moyenne, les plus grandes, celles du bas Saint-Laurent (ZBNED 10-9) sont seulement légèrement plus petites, et celles du sud du golfe du Saint-Laurent (ZBNED 1) et de l'ouest de Terre-Neuve (ZBNED 8) sont encore plus petites (Vladykov, 1970; Cairns *et al.*, 2006; Jessop *et al.*, 2009; Jessop, 2010).

Même si la période de croissance et le nombre de degrés-jours ≥ 10 °C diminuaient en fonction de la latitude, les taux de croissance des femelles et des mâles étaient constants ou augmentaient dans le fleuve Saint-Laurent et le golfe. Le taux de croissance des femelles ajusté en fonction du nombre de degrés-jours augmentait au Canada, ce qui laisse entrevoir une variation de la croissance qui va à l'encontre du gradient. La règle du cycle vital relative à la température-taille (augmentation de la taille corporelle à des températures plus basses) s'applique évidemment aux anguilles d'Amérique femelles, mais pas aux mâles (Jessop, 2010).

C'est la taille, qui varie moins au sein d'une zone donnée, plutôt que l'âge qui semble être le grand déclencheur de la maturation et de la migration (Helfman *et al.*, 1987; Oliveira, 1999; Tesch, 1977; Verreault, 2002; Tremblay, 2004, 2009a). Les femelles prégénésiques du Saint-Laurent et de ses affluents sont ordinairement beaucoup plus grandes (moyenne de 837 à 1 043 mm) que celles des sites de grossissement canadiens en eaux douces (moyenne de 650 à 694 mm; tableau 3). Pendant qu'ils étudiaient le processus d'argenture de l'anguille d'Europe, Durif *et al.* (2005) ont conclu que les facteurs responsables du déclenchement de la maturité sexuelle sont toujours inconnus. Aucun modèle actuel du cycle vital n'est en mesure de fournir un mécanisme expliquant les caractéristiques et les stratégies du cycle vital des Anguillidés (Jessop, 2010).

Au Canada, il y a parfois une large distribution de l'âge dans les échantillons d'anguilles argentées femelles d'une région donnée (Cairns *et al.*, 2008; Jessop, 2010). La taille à la migration des anguilles argentées d'une même zone peut aussi varier sur le plan temporel (de Lafontaine *et al.*, 2009b). Comme l'anguille d'Amérique est une espèce longévive, les indices d'abondance, à n'importe quel stade continental autre que celui de civelle transparente ou pigmentée, comprennent généralement de nombreuses classes d'âge. L'âge moyen au moment de la migration de reproduction des anguilles argentées femelles quittant les sites d'eau douce canadiens est de 18,6 ans (écart-type : 3,1; plage : 12-23; tableau 3). L'âge des anguilles argentées des milieux saumâtres et salés n'est guère connu, car ces anguilles sont difficiles à échantillonner quand elles partent vers leur aire de fraye. Les anguilles argentées quittant l'étang Long (Île-du-Prince-Édouard) avaient une longueur moyenne de 693 mm (Tremblay, 2004; 2009a; tableau 3). Si les anguilles de la même zone géographique sont de taille comparable au moment de l'argenture, il est possible d'estimer l'âge des anguilles qui ont grandi en eaux salées d'après les trajectoires de croissance des anguilles résidant en eaux salées. Les anguilles vivant dans des baies salées à quelques kilomètres de l'étang Long, dont l'utilisation exclusive de milieux salés a été confirmée par le dosage du strontium et du calcium, croissent au taux de 55,8 mm par an (Lamson, 2005). Compte tenu de ce taux de croissance, les anguilles des eaux salées atteindraient 693 mm vers l'âge de 7 ans. Le taux de croissance des anguilles augmente brusquement en fonction de la salinité (Lamson, 2005), de sorte que le phénomène de l'argenture qui survient plus tôt chez les anguilles des milieux marins que chez les anguilles des milieux dulcicoles est probablement répandu et généralisé. Le taux de croissance annuel de 55,8 mm/an (Lamson, 2005) est certainement bien supérieur à la moyenne globale du taux de croissance moyen des anguilles argentées femelles canadiennes quittant les sites d'eau douce : 33,8 ± 9,9 mm/an (Jessop, 2010; tableau 3).

La fécondité de l'anguille d'Amérique augmente en fonction de la taille (Wenner et Musick, 1974; Barbin et McCleave, 1997; Tremblay, 2004, 2009a). Étant donné que les anguilles argentées femelles du réseau du Saint-Laurent ont un grand corps, elles sont plus fécondes que les anguilles femelles des autres zones de l'aire de répartition de l'espèce (tableau 3). Les anguilles d'eau douce produisent donc, essentiellement, des femelles plus grandes et plus fécondes que celles des milieux estuariens saumâtres. Dans 5 zones du Saint-Laurent et du golfe, Tremblay (2004, 2009a) a constaté que la taille corporelle des femelles est positivement liée à la fécondité absolue. La fécondité absolue varie de 3,4 à 22 millions d'œufs pour des longueurs corporelles de 532 à 1 110 mm et des masses corporelles de 260 à 3 340 g. La fécondité relative (nombre d'ovocytes/poids moyen), cependant, est significativement plus basse ($p < 0,001$) chez les anguilles de grande taille, comme celles du haut Saint-Laurent. Les grosses anguilles ont en moyenne quelque 6,5 millions d'ovocytes/kg, tandis que les petites anguilles ont plus de 10 millions d'ovocytes/kg. En raison de la forte taille et de la fécondité élevée des individus ainsi que de la présence exclusive de femelles, les anguilles argentées qui quittent le haut Saint-Laurent et le lac Ontario présentent la production absolue potentielle d'œufs la plus élevée parmi les individus en dévalaison.

Les anguilles argentées mâles se rencontrent plus fréquemment dans les zones au sud du fleuve Saint-Laurent et du golfe, notamment dans la région Scotia-Fundy et sur la côte est des États-Unis. Selon Oliveira *et al.* (2001), la proportion des anguilles argentées mâles semble être en rapport inverse avec la quantité de milieux lacustres. Dans une petite rivière de la Nouvelle-Écosse (rivière East, à Chester), Jessop *et al.* (2002) ont signalé que 56,5 % des anguilles argentées ($N = 62$) étaient des mâles. Dans la rivière Annaquatucket (Rhode Island), le rapport des sexes chez les anguilles argentées est passé de 77 % de mâles en 1977 à 94 % de mâles en 1991 (Krueger et Oliveira, 1997). Comme les mâles se transforment en anguilles argentées à une taille bien plus petite que celle des femelles, on peut généralement juger du sexe des individus simplement d'après leur taille. Winn *et al.* (1975) ont établi un seuil de longueur de 400 mm pour identifier les femelles. Les anguilles argentées mâles de la rivière Annaquatucket avaient une longueur moyenne de $337,3 \pm 0,4$ mm ($N = 2\,998$) et un âge moyen de $10,9 \pm 0,1$ ans ($N = 853$) (Oliveira, 1999). Si on les compare à celles des anguilles argentées femelles, les plages de taille et d'âge des mâles sont beaucoup plus limitées au moment de la migration. Contrairement aux femelles, dont le corps grandit pour accroître la fécondité, les mâles semblent retourner dans la mer des Sargasses à la taille minimale nécessaire pour survivre à la migration de reproduction (Helfman *et al.*, 1987).

La distance à franchir pour atteindre la mer des Sargasses varie largement selon le point de départ dans l'aire de répartition de l'anguille d'Amérique. Une anguille argentée provenant des zones de grossissement les plus éloignées du secteur ouest du lac Ontario ou de la rivière English (Labrador) doit franchir plus de 5 500 km pour atteindre l'aire de fraye, tandis qu'une anguille proche de la maturité vivant dans la zone de grossissement canadienne la plus rapprochée, soit le sud de la Nouvelle-Écosse, effectue une migration de quelque 2 000 km. Les disparités en termes de distance à couvrir entraînent des différences dans le moment du début de la migration, probablement pour synchroniser l'arrivée dans la mer des Sargasses, où la fraye a lieu de février (pointe) à avril (Kleckner *et al.*, 1983; Kleckner et McCleave, 1985; Helfman *et al.*, 1987). Les anguilles proches de la maturité commencent à descendre la rivière Richelieu en mai (Dumont *et al.*, 1998). Les anguilles du lac Ontario et du haut Saint-Laurent entreprennent leur migration à la mi-juin, et celle-ci se poursuit jusqu'au tout début octobre (McGrath *et al.*, 2003; NYPA, 2010). Les anguilles en phase d'argenture qui sont en dévalaison de pré-reproduction sont capturées entre septembre et la fin octobre dans les pêches pratiquées dans l'estuaire du Saint-Laurent (Verreault *et al.*, 2003; de Lafontaine *et al.*, 2009ab). En Nouvelle-Écosse, qui est beaucoup plus proche de l'aire de fraye, les anguilles argentées ne migrent qu'en novembre (Jessop, 1987). La dévalaison se fait surtout la nuit et est habituellement associée à des précipitations fortes et à des phénomènes caractérisés par des débits élevés (Tesch, 1977; Boubée *et al.*, 2001; Haro, 2003).

Au cours d'expériences de marquage-recapture effectuées en 2010 entre Cap-Santé (en amont de Québec) et Kamouraska (distance de 190 km), on a évalué que le temps de parcours des anguilles argentées était plus long au début de l'expérience (5 km/jour) et plus court à la fin (30-35 km/jour). Même si les profils d'abondance saisonniers semblent se ressembler d'une année à l'autre au barrage Moses-Saunders (2000-2010; NYPA, 2010), les différences dans le temps de parcours peuvent être expliquées par le synchronisme des anguilles à la fin de leur migration de pré-reproduction dans le bassin versant du Saint-Laurent (G. Verreault, MRNF, comm. pers., 2011). Par conséquent, la vitesse de déplacement augmenterait en fonction de l'avancement dans le parcours de migration de pré-reproduction, vers l'extrémité aval du bassin versant du Saint-Laurent. Dans 3 bassins versants européens, Daverat *et al.* (2005) ont évalué à 3-4 km/jour la vitesse de migration des anguilles d'eau douce résidentes qui traversent les estuaires.

En 2006, on a libéré en Irlande 22 anguilles d'Europe en phase d'argenture, marquées à l'aide d'étiquettes émettrices détachables (PSAT) miniatures, afin d'étudier leur migration de reproduction océanique. Sur une distance de 1 300 km au sud-ouest de l'endroit où elles ont été libérées, la vitesse de migration horizontale des anguilles variait de 5 à 25 km par jour, vitesse nettement inférieure à la vitesse requise pour arriver à temps dans la mer des Sargasses en vue de la fraye en avril, ce qui pourrait indiquer une diminution partielle de la capacité de nage à cause des étiquettes (Burgerhout *et al.*, 2011). Les anguilles effectuaient des migrations verticales nycthémérales à partir d'une profondeur de 282 m (11,7 °C) pendant la nuit jusqu'à 564 m (10,1 °C) pendant le jour, en moyenne (Aarestrup *et al.*, 2009).

Estimation de l'âge

Le rapport entre la taille des anguilles d'Amérique et leur âge est loin d'être constant; il faut donc faire preuve de prudence en appliquant une règle âge-longueur à l'espèce. On reconnaît aussi que l'estimation de l'âge est extrêmement difficile, en partie à cause du cycle vital migratoire de l'espèce. Afin de normaliser la méthode de détermination de l'âge et d'améliorer la procédure d'estimation de l'âge, un atelier intitulé *Workshop on Age Reading of European and American Eel (WKAREA)* a eu lieu en 2009 (CIEM, 2009ab). Deux méthodes sont acceptées à l'échelle internationale pour déterminer l'âge des anguilles à partir des structures d'otolithes : le meulage et le polissage (et surtout la coloration), et la coupe transversale et le brûlage.

Pour déterminer l'âge des anguilles, la zone (ou marque) de transition est considérée comme le début de la première marque de croissance à l'extérieur du noyau à partir duquel on commence à calculer l'âge et la croissance en phase continentale sur la structure des otolithes. L'interprétation de l'âge est représentative de la phase continentale (CIEM, 2009ab). Selon Bonhommeau *et al.* (2010), la durée moyenne de la migration de l'anguille d'Amérique à partir de la mer des Sargasses serait de moins de un an. Par conséquent, la première année de migration des larves n'est pas interprétée de manière conventionnelle sur la structure des otolithes.

On peut valider l'estimation de l'âge à l'aide d'otolithes d'anguilles dont l'âge est connu, peut-être des civelles d'ensemencement marquées à l'OTC (Verreault *et al.*, 2009; Pratt et Threader, 2011). Ces références en matière d'otolithes aideront à identifier et à décrire les incréments de croissance sur une période donnée afin de distinguer les marques annuelles réelles des fausses. En général, l'âge estimé ne correspond pas nécessairement à l'âge réel; cela soulève des inquiétudes à propos des facteurs de stress, comme les chutes, les barrages et les procédures de marquage et de manipulation, pouvant causer des marques anormales. Les obstacles à la migration pourraient modifier la trajectoire de croissance parce que, pour les surmonter, les individus doivent consacrer plus d'énergie à la migration qu'à la croissance somatique (CIEM, 2009a). Aussi, pour les anguilles échantillonnées au début de la saison (avant que la croissance n'ait repris), la dernière marque annuelle réelle n'est pas encore visible, ou elle se trouve très près de la bordure extérieure (CIEM, 2009a). Il est possible que les estimations de l'âge rapportées pour les anguilles n'aient pas été

effectuées à l'aide d'une des deux méthodes normalisées et qu'elles n'aient pas non plus été validées par plus d'une personne/lecture. Selon leurs connaissances en matière d'estimation de l'âge, certains ont peut-être surestimé systématiquement l'âge en comptant les fausses marques de croissance.

La durée moyenne d'une génération d'anguilles d'Amérique femelles peut être calculée comme suit : l'âge au moment de l'argenture +2 pour tenir compte du temps de migration en provenance et à destination de l'aire de fraye; la durée d'une génération pour les anguilles qui ont grandi dans les eaux douces canadiennes est d'environ 22 ans. La durée moyenne d'une génération d'anguilles d'Amérique femelles qui ont grandi en eaux salées est peu connue, mais elle est probablement de 9 ans environ, d'après une estimation dans les milieux marins de l'Île-du-Prince-Édouard (COSEPAC, 2006).

Alimentation

Leptocéphale

Un récent examen par Miller (2009) semble indiquer que les leptocéphales se nourrissent bel et bien. On trouve aussi, à l'occasion, des objets ovales, qui sont probablement des boulettes fécales de zooplancton, dans le tube digestif de leptocéphales capturés dans des zones au large, loin des eaux côtières où la productivité est plus grande. Ce type d'observations réfute l'hypothèse selon laquelle les leptocéphales ne se nourrissent pas et s'alimentent seulement en absorbant le carbone organique dissous (COD). Les observations de la structure fine du tube digestif des leptocéphales portent à croire qu'ils sont adaptés pour l'absorption d'eau dans l'intestin, de sorte que le COD dans l'eau entourant la matière particulaire est probablement absorbé aussi, fournissant un supplément de nourriture (Otake *et al.*, 1995; Otake, 1996; Ozaki *et al.*, 2006a, cités dans Miller, 2009). Les leptocéphales se nourrissent aussi de détritus, comme les boulettes fécales, ou de particules, comme les enveloppes rejetées par les tuniciers appendiculaires (Otake *et al.*, 1993; Mochioka et Iwamizu, 1996; Riemann *et al.*, 2010).

Civelle transparente et civelle pigmentée

Selon Bardonnet et Riera (2005), les civelles transparentes peuvent utiliser les estuaires non seulement comme simples voies migratoires, mais aussi comme habitat d'alimentation. En revanche, des expériences en laboratoire réalisées sur des civelles transparentes d'anguille d'Europe par Lecomte-Finiger (1983) semblaient indiquer que celles-ci sont morphologiquement et physiologiquement incapables de s'alimenter. Tesch (1977), pour sa part, a constaté que les civelles à un stade pigmentaire plus avancé, c'est-à-dire au stade VIA4 (Élie *et al.*, 1982), s'alimentaient. L'examen du contenu stomacal de civelles capturées pendant leur montaison dans la Petite rivière de la Trinité, sur la rive nord du golfe du Saint-Laurent, a révélé qu'elles se nourrissaient surtout de larves d'insectes (Dutil *et al.*, 1989).

Anguille jaune

L'anguille jaune est essentiellement omnivore, nocturne et benthique. Ses proies comprennent les poissons, les mollusques, les crustacés, les larves d'insectes, les insectes vivant à la surface de l'eau, les vers et les plantes. Elle préfère les petits animaux faciles à attaquer (Tesch, 1977). Le type d'aliment varie selon la taille corporelle (Ogden, 1970, cité dans Tesch, 1977). L'estomac d'anguilles de moins de 40 cm capturées dans des ruisseaux contenait surtout des larves d'insectes aquatiques, tandis que les anguilles plus grandes se nourrissent principalement de poissons et d'écrevisses. Dans le lac Champlain, les sources alimentaires sont surtout des poissons (38 %), des décapodes (30 %) et des insectes (10 %). Il y avait moins d'insectes dans le contenu stomacal des anguilles de plus grande taille (Facey et LaBar, 1981). L'activité d'alimentation décroît ou s'interrompt en hiver, et les anguilles cessent complètement de s'alimenter quand elles se préparent physiologiquement à leur migration de reproduction.

TAILLE ET TENDANCES DES POPULATIONS

Historiquement, l'anguille d'Amérique possédait une des aires de répartition les plus étendues de tous les poissons diadromes de l'hémisphère occidental et occupait une position dominante au sein des communautés de poissons d'eau douce par son nombre et sa biomasse (Smith et Saunders, 1955). Dans de nombreux réseaux d'eau douce, les anguilles représentaient plus de 50 % de la biomasse totale des poissons (Smith et Saunders, 1955; Lary *et al.*, 1998). En Ontario, même si les anguilles se trouvent à la limite intérieure de l'aire de répartition de l'espèce, elles sont largement réparties et abondantes jusqu'aux chutes Niagara et aux eaux d'amont de la rivière des Outaouais, y compris dans le sous-bassin versant de la rivière Mississippi (Casselman, 2003). Les seuils de référence et les perceptions de l'abondance et de la répartition historiques de l'anguille d'Amérique ont toutefois évolué au fil du temps, et d'importants déclins se sont produits dans certaines zones (MacGregor *et al.*, 2008, 2009, 2010). Les documents archéologiques et les CTA indiquent que la forte abondance passée des anguilles à l'échelle des bassins versants du lac Ontario, du fleuve Saint-Laurent et de la rivière des Outaouais était suffisante pour soutenir les pêches commerciales locales (MacGregor *et al.*, 2009). Actuellement, dans les rivières et les lacs intérieurs où il y a encore des anguilles, l'abondance est très faible, et l'espèce est presque disparue de tous les bassins versants intérieurs en Ontario (MacGregor *et al.*, 2010; Casselman et Marcogliese, 2010a,b). Dans les parties plus à l'est de l'aire de répartition, l'anguille d'Amérique est toujours largement répandue, même si les indices d'abondance semblent variables. Les études empiriques menées sur les densités et l'abondance d'anguilles au Canada sont cependant limitées. Les types de données disponibles varient d'une ZBNED à l'autre, mais les données sur les débarquements déclarés sont disponibles pour toutes les ZBNED.

Le déclin de l'anguille d'Amérique est bien documenté par des données indépendantes des pêches dans le réseau du haut-Laurent et du lac Ontario (ZBNED 10) et, par conséquent, la majorité des données disponibles portent sur cette zone. Les indices de situation propres aux régions montrent que l'abondance dans les années 1980 est très faible pour le réseau du haut Saint-Laurent et du lac Ontario (MPO, 2010). Edeline (2007) croit que le déclin de l'anguille d'Europe est moins dramatique dans les milieux salés qu'il ne l'est dans les milieux dulcicoles, ce qui porte à croire que la diadromie des anguilles est peut-être une stratégie conditionnelle et que les changements anthropiques influent de façon sélective sur les milieux dulcicoles. Cette hypothèse pourrait aussi s'appliquer à l'anguille d'Amérique parce que le réseau du haut Saint-Laurent et du lac Ontario (ZBNED 10) est un habitat d'eau douce et qu'on y observe plus de signes de déclin que dans la région du golfe du Saint-Laurent et de l'Atlantique. De plus, parce que Côté *et al.* (2009) ont proposé que les différences en matière de croissance et de rapport des sexes chez les anguilles d'Amérique avaient une base génétique, il est possible que les cas de mortalité d'anguilles argentées observés dans le réseau du haut Saint-Laurent et du lac Ontario (ZBNED 10) au cours des 50 dernières années (environ 75 % chaque année; Verreault et Dumont, 2003) aient réduit la présence d'écotypes très migrateurs, c'est-à-dire des anguilles qui migrent sur plus de 5 500 km à partir de l'aire de fraye dans la mer des Sargasses.

Région du lac Ontario et du fleuve Saint-Laurent

ZBNED 10 : Grands Lacs-haut Saint-Laurent (Ontario et régions du centre et de l'ouest du Québec)

Le nombre d'anguilles dans la ZBNED 10 (figure 7) a beaucoup décliné entre le milieu des années 1980 et les années 1990 (Castonguay *et al.*, 1994a; Casselman *et al.*, 1997; Casselman, 2003). Les prises commerciales ontariennes ont connu une baisse très marquée malgré la hausse du prix au kilo et l'augmentation de l'effort de pêche (Casselman, 2003). L'abondance des anguilles a nettement reculé dans le lac Champlain, les bassins fluviaux de l'Outaouais et du Richelieu, le haut Saint-Laurent et le lac Ontario. Des déclins ont également été documentés dans trois grands affluents étatsuniens du lac Ontario : la rivière Oswego (y compris le lac Oneida), la rivière Genesee et la rivière Black.

Veuillez voir la traduction française ci-dessous :

Légende de l'image :

Quebec = Québec

St. Lawrence estuary = Estuaire du Saint-Laurent

Quebec City = Québec

Moses-Saunders & Beauharnois dams = Barrage Moses-Saunders et de Beauharnois

Montreal = Montréal

Ottawa River = Rivière des Outaouais

Mississippi River = Rivière Mississippi

Mallorytown = Mallorytown

Bay of Quinte = Baie de Quinte

Lake Ontario = Lac Ontario

United States = États-Unis

Yorkshire Island =Île Yorkshire

Main Duck Island =Île Main Duck

Carillon dam = Barrage de Carillon

Saint-Ours & Chambly dams = Barrages de Saint-Ours et de Chambly

Richelieu River = Rivière Richelieu

Saint-Nicolas = Saint-Nicolas

National Freshwater Biogeographic Zones = Zones biogéographiques nationales d'eau douce

NFBZ10 = ZBNED 10

Great Lakes-Upper St. Lawrence = Grands Lacs-haut Saint-Laurent

Data site = Station de collecte de données

Commercial fishery = Pêcherie commerciale

Records = Cas répertoriés

Native = Indigène

Vagrant = Rare et présente très occasionnellement

Figure 7. Stations de collecte de données et pêcheries commerciales de l'anguille d'Amérique dans la ZBNED 10 – Grands Lacs et haut Saint-Laurent (d'après Mandrak et Crossman, 1992).

Les déclins des stocks d'anguilles d'Amérique dans ces affluents semblent être en grande partie causés par un échec du recrutement provoqué par les cas de mortalité associés à une série d'obstacles à la migration, dont les installations hydroélectriques (Casselman, 2003; MacGregor *et al.*, 2009, 2010; Casselman et Marcogliese, 2010a).

Dans la rivière des Outaouais et le cours inférieur de la rivière Mississippi (Canada), les données de relevés récents et d'observations fortuites montrent que les anguilles sont toujours présentes dans les parties inférieures du bassin versant (en aval du barrage de Carillon, barrage le plus en aval dans le réseau), mais en très petits nombres, ce qui porte à croire qu'elles y sont presque disparues (Casselman et Marcogliese, 2010a,b). Si l'on se fie aux prises au moyen de filets-trappes dans les lacs du bassin versant de la rivière Mississippi (1961-2009), le nombre d'anguilles capturées a diminué et continue de diminuer, et il est presque nul actuellement (J.M. Casselman, données inédites). Compte tenu du présent relevé, de rapports antérieurs, d'observations locales et de données historiques sur l'abondance, les effectifs d'anguilles dans le cours inférieur des rivières des Outaouais et Mississippi ont suivi la dramatique tendance à la baisse rapportée pour le réseau du haut Saint-Laurent et du lac Ontario (Casselman et Marcogliese, 2010a,b) et le réseau de la rivière Richelieu et du lac Champlain (Verdon *et al.*, 2003).

Quatre indices d'abondance ont été évalués régulièrement pour le réseau du haut Saint-Laurent et du lac Ontario : un indice tiré de dénombrements à long terme des anguilles juvéniles remontant les échelles du barrage Moses-Saunders (1974-2010; figure 8), un indice tiré de relevés au chalut menés dans la baie de Quinte (lac Ontario) (1972-2010; figure 9a), un indice tiré de relevés par pêche électrique dans l'est du lac Ontario (1984-2010; figure 9a) et un indice tiré de relevés des anguilles adultes en cours d'émigration effectués dans l'eau d'aval du barrage Moses-Saunders (2000-2010; figure 9b). Les 3 premiers indices d'abondance à plus long terme pour l'Ontario montrent des tendances négatives significatives au cours des 10 à 36 dernières années (figures 9-A et 9-B), indiquant que les effectifs ne représentent actuellement que 3 % de ceux observés au milieu des années 1980. L'objectif de rétablissement des effectifs aux niveaux recensés au milieu des années 1980 est loin d'être atteint (MPO, 2010).

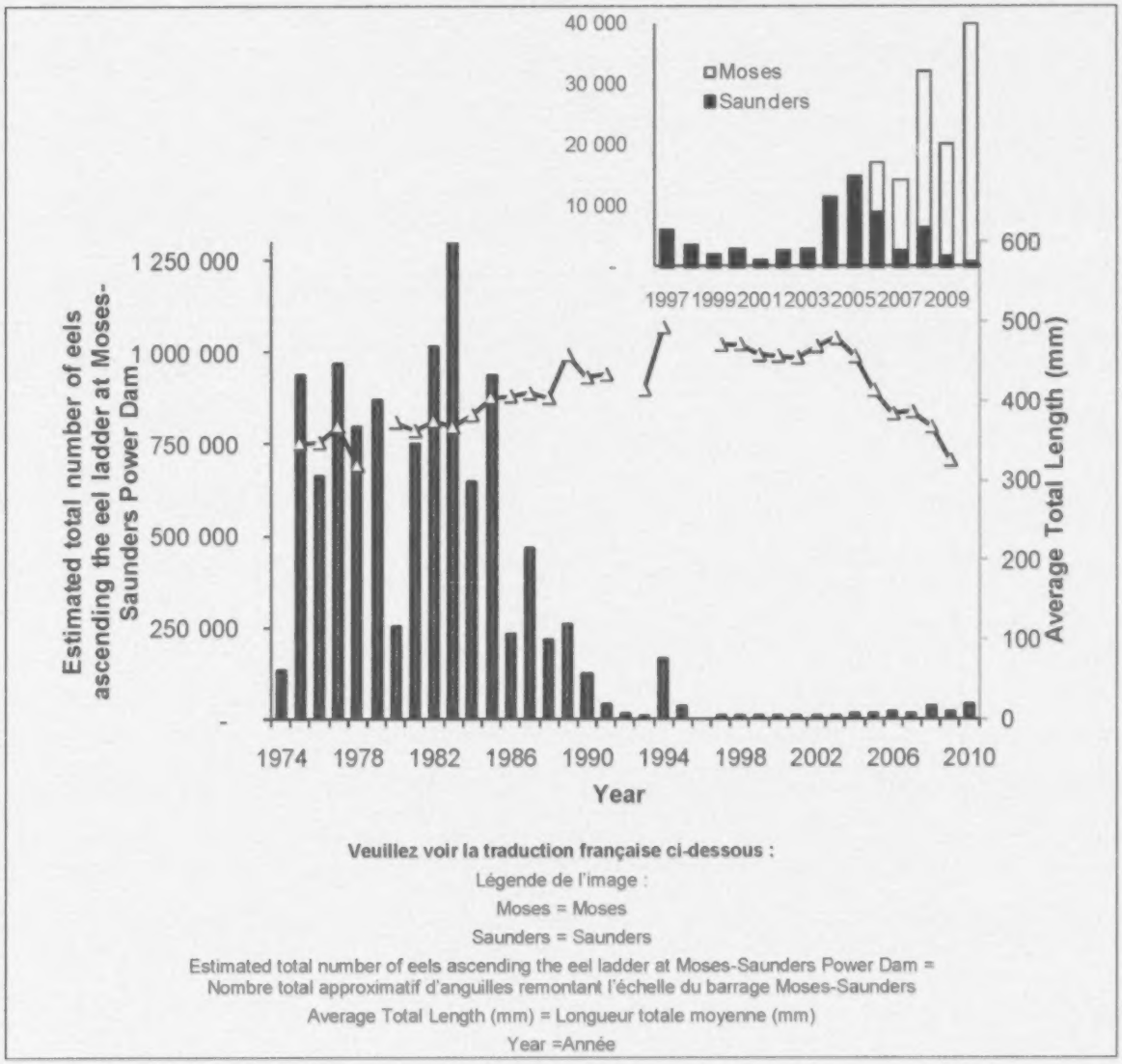
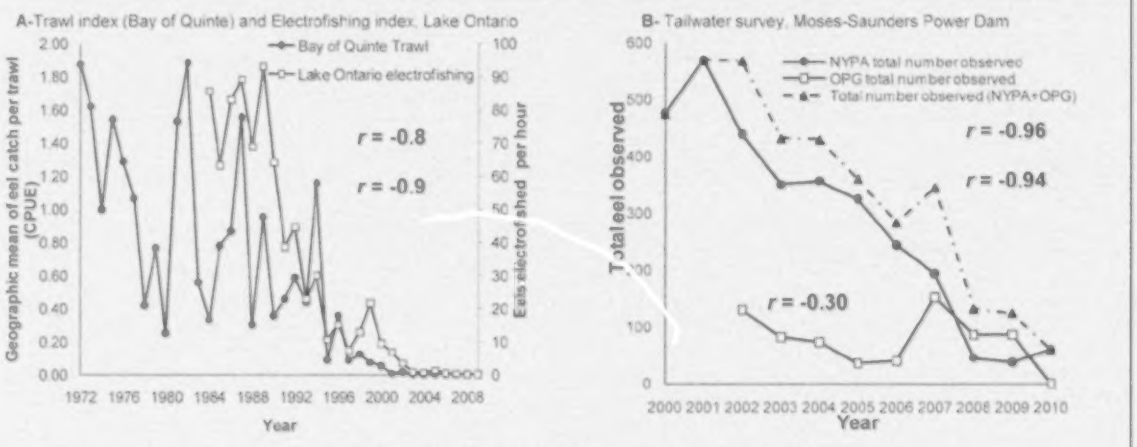


Figure 8. Nombre quotidien approximatif d'anguilles d'Amérique immatures remontant annuellement l'échelle du barrage Moses-Saunders (échelles combinées du haut Saint-Laurent, à Cornwall [Ontario], et de la New York Power Authority, à Massena [New York]). L'encadré montre le recrutement au cours des dernières années; celui-ci tient compte de l'ajout d'une deuxième échelle, l'échelle Moses (côté étatsunien), en 2006 (tiré de A. Mathers, MRNO). Aucun dénombrement n'est disponible pour l'année 1996. Le nombre d'anguilles correspond au nombre total d'individus qui sont passés; il ne s'agit pas d'un indice d'abondance normalisé à cause de la variabilité des conditions d'exploitation. Le nombre de jours de fonctionnement de l'échelle à anguilles du barrage Moses-Saunders a varié grandement d'une année à l'autre (de 33 à 154 jours). Une deuxième échelle (échelle Moses) a été mise en service en 2006.



Veuillez voir la traduction française ci-dessous :

Légende de l'image :

A-Trawl index (Bay of Quinte) and Electrofishing index, Lake Ontario =
A-Indice tiré de relevés au chalut (baie de Quinte) et indice tiré de relevés par pêche électrique (lac Ontario)

Bay of Quinte Trawl = Pêche au chalut dans la baie de Quinte

Lake Ontario electrofishing = Pêche électrique dans le lac Ontario

Geographic mean of eel catch per trawl (CPUE) = Moyenne géographique des prises par trait de chalut (CPUE)

Eels electrofished per hour = Nombre d'anguilles capturées chaque heure par pêche électrique

r = -0.8 = r = 0,8

r = -0.9 = r = 0,9

B-Tailwater survey, Moses-Saunders Power Dam = Relevés des eaux d'aval, barrage Moses-Saunders

NYPA total number observed = NYPA – nombre total observé

OPG total number observed = OPG – nombre total observé

Total number observed (NYPA+OPG) = Nombre total observé (NYPA+OPG)

Total eel observed = Nombre total d'anguilles observées

r = -0.96 = r = -0,96

r = -0.94 = r = -0,94

r = 0.30 = r = 0,30

Year = Année

Figure 9. Indices d'abondance de l'anguille d'Amérique dans la ZBNED 10 indépendants des pêches (tirés de A. Mathers, MRNO) : A) captures par unité d'effort (CPUE) au chalut de fond dans la baie de Quinte, dans le lac Ontario (1972-2010), et CPUE par pêche électrique dans l'est du lac Ontario (1984-2010) (au stade de l'anguille jaune). Les coefficients de corrélation pour les deux séries chronologiques sont hautement significatifs ($p < 0,001$); B) dénombrements d'anguilles d'Amérique proches de la maturité en dévalaison en aval du barrage Moses-Saunders au cours de relevés effectués dans les eaux d'aval (2000-2010) : i) par l'Ontario Power Generation (OPG-Canada), ii) par la New York Power Authority (NYPA-US) (tiré de K. McGrath, NYPA), et iii) dénombrements totaux selon les deux. Seule la tendance du dénombrement par l'OPG-Canada, qui intégrait un changement de conception en 2007, n'était pas significative (pour tous les autres $p < 0,001$).

Indices d'abondance à partir des échelles à anguilles

L'ensemble de données le plus à long terme sur le recrutement des anguilles jaunes dans la ZBNED 10 porte sur les anguilles en montaison qui passent par l'échelle du barrage Moses-Saunders, mise en service en 1974 (Castonguay *et al.*, 1994a; Casselman, 2003; Mathers et Pratt, 2011). Le nombre annuel d'anguilles juvéniles en montaison au barrage Moses-Saunders était en moyenne de plus de 600 000 dans les années 1980. Malgré le nombre croissant de petites anguilles au cours des dernières années (Casselman, 2008), l'abondance moyenne des années 2000 (11 949 anguilles par année) ne représente que 2 % de la moyenne observée dans les années 1980, et 1994 a été la dernière année au cours de laquelle on a observé un déplacement assez important d'anguilles (163 518) remontant l'échelle (figure 8).

L'échelle Moses, deuxième passe à poissons à être installée, est exploitée depuis 2006 par la New York Power Authority (NYPA) du côté étatsuniens du barrage. Depuis que cette échelle est entrée en service, l'utilisation du seul indice de Moses-Saunders (calculé sur 31 jours[8]) ne permet plus de faire une comparaison valide par rapport aux années antérieures (parce que certaines anguilles utilisent maintenant l'échelle Moses). Les dénombrements d'anguilles migrant vers l'amont par les 2 échelles du barrage constituent un indicateur utile du nombre d'anguilles présentes dans le réseau, car le passage d'une forte classe d'âge serait détectée (A. Mathers, MRNO, comm. pers., 2010).

Pendant l'année 2006, première année de fonctionnement de l'échelle Moses (côté étatsunien), le nombre d'anguilles passant par les 2 échelles était très semblable. Au cours de 2007-2008, on a estimé qu'environ 4 fois plus d'anguilles sont passées par l'échelle Moses (côté étatsunien), à l'extrémité sud du barrage, que par l'échelle Saunders (côté canadien). En 2009, c'était 10 fois plus d'anguilles (figure 8). Si l'on combine les 2 échelles, on a enregistré le passage de 17 144 anguilles en montaison en 2006, de 14 204 en 2007, de 32 330 en 2008 et de 20 214 en 2009 (Mathers et Pratt, 2011).

[8] Dans le passé, on calculait un indice d'abondance des anguilles en montaison en se basant sur le nombre d'anguilles qui passaient quotidiennement durant la période de 31 jours correspondant au pic de la migration, chaque année. Cet indice permettait de tenir compte de la variation des conditions d'exploitation et des stratégies de dénombrement, très variables au cours des premières années de fonctionnement des échelles. Le nombre total d'anguilles en montaison passant par l'échelle située du côté canadien du barrage est fortement corrélé ($r^2 = 0,94$) à l'indice relatif à l'échelle (voir Pratt et Mathers, 2011, pour connaître les détails).

Même si les dénombrements récents (après 2006) d'anguilles passant par les échelles sont plus élevés qu'ils ne l'ont été depuis 2001, le nombre d'anguilles en montaison entrant dans le réseau du haut Saint-Laurent et du lac Ontario est toujours inférieur à 3 % du nombre d'anguilles ayant migré vers l'amont au début des années 1980 – plus de 1 million d'anguilles par année sont passées en 1982 et en 1983 (MRNO, 2009; Mathers et Pratt, 2011). Le nombre d'anguilles juvéniles en montaison a diminué de 98 % sur un peu plus d'une seule génération (soit 26 ans). Malgré la fermeture des pêches commerciales (2004) et récréatives (2005) en Ontario, l'abondance des anguilles jaunes dans le réseau du haut Saint-Laurent et du lac Ontario demeure faible (MRNO, 2009; Mathers et Pratt, 2011).

L'âge des anguilles observées à l'échelle Saunders a changé au fil du temps (Marcogliese et Casselman, 2009). Les anguilles remontant l'échelle étaient âgées en moyenne d'environ 6 ans en 1975 (Liew, 1976) et de 5 ans dans les années 1980 (Casselman *et al.*, 1997). Cet âge moyen est passé à environ 12 ans dans les années 1990 (Casselman, 2003). L'âge moyen des anguilles remontant l'échelle Saunders est ensuite passé d'environ 11 ans en 2003 à 6 ans en 2006-2007 (Casselman, 2008). Quoiqu'un très petit nombre de jeunes poissons aient été présents dans les échantillons de 2003 et de 2004, une forte vague de nouvelles recrues a été observée en 2005 au barrage Moses-Saunders, où 56,7 % des anguilles étaient dans la plage d'âge de 5 à 8 ans (Casselman, 2008).

En aval du barrage Moses-Saunders, les jeunes anguilles remontent les échelles au barrage de Beauharnois, du côté québécois du haut Saint-Laurent (encadré de la figure 3; figure 10a). Les dénombrements d'anguilles ont été surveillés en 1994-1995 et de 1998 à 2010 (Desrochers, 2009; figure 10a). Avant 1993, les anguilles s'attroupaient en aval du barrage de Beauharnois quand les échelles n'étaient pas en service. Parmi les anguilles remontant les échelles figuraient certaines anguilles plus âgées et plus grandes des années précédentes. Les dénombrements sont passés de 24 721 individus en 1994 à 5 441 en 1998 et ont ensuite augmenté pour atteindre 43 111 en 2002 (figure 10a). Depuis 2002, on a observé plus de 50 000 anguilles remontant les échelles annuellement. Même si les dénombrements totaux fluctuent (Desrochers, 2009), les augmentations observées au barrage de Beauharnois au cours des dernières années reflètent le nombre croissant de petites anguilles observées aux échelles Moses et Saunders (figure 10a). Comme on l'a signalé pour le barrage Moses-Saunders, toutefois, la hausse des effectifs au barrage de Beauharnois correspond aussi à une baisse de la taille moyenne des anguilles, ce qui permet de croire à une baisse de l'âge moyen des anguilles arrivant au barrage. En 2004, Verreault et Tardif (2006) ont estimé à 6 ans l'âge moyen des anguilles capturées en 2004 au barrage de Beauharnois. On n'arrive pas à expliquer la réduction marquée de la taille moyenne des anguilles en montaison.

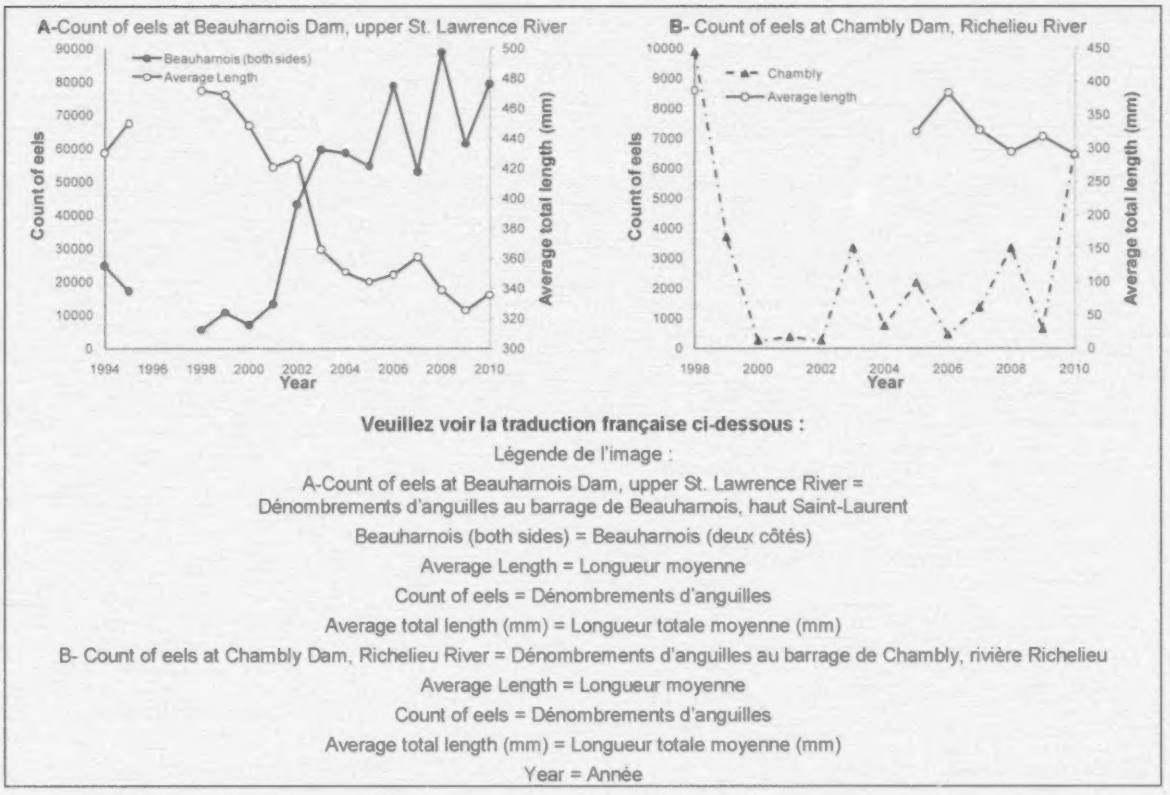


Figure 10. Indice d'abondance indépendant des pêches des anguilles d'Amérique immatures remontant les échelles dans la ZBNED 10 : A) au barrage de Beauharnois dans le fleuve Saint-Laurent, et B) au barrage de Chambly dans la rivière Richelieu (de J. Caumartin, Hydro-Québec).

Les dénombrements d'anguilles remontant l'échelle du barrage de Chambly dans la rivière Richelieu, affluent du Saint-Laurent, fournissent quelques renseignements sur l'abondance des anguilles dans le fleuve (figure 10b). Les remontes d'anguilles jaunes sont surveillées au barrage de Chambly depuis 1998 (Desrochers, 2009). Les effectifs étaient nombreux au cours des 2 premières années de fonctionnement de l'échelle (1997 : 9 875 anguilles; 1998 : 3 695 anguilles; figure 10b). Depuis 2003, il s'est produit des hausses et des déclins irréguliers. On a enregistré le plus grand nombre d'anguilles en 2010 : 6 476 anguilles (Desrochers, 2009; figure 10b). Au barrage de Beauharnois, les anguilles échantillonnées à l'échelle du barrage de Chambly représentent un grand nombre de classes d'âge, allant de 1 à 11 ans dans le cas des échantillons de 2009 (MPO, 2010). En 2009, cependant, 38,3 % des jeunes anguilles remontant l'échelle du barrage de Chambly étaient des individus introduits par ensemencement en amont du barrage, en 2005, 2006 ou 2007, qui s'étaient déplacés vers l'aval avant de remonter de nouveau par l'échelle pour accéder au lac Champlain, ce qui nuit à l'interprétation de la tendance de recrutement des anguilles à ces installations et pourrait créer un important biais dans la série de données sur le recrutement (P. Dumont, MRNF, comm. pers., 2010; MPO, 2010). En ce qui concerne les dénombrements au barrage de Beauharnois, le nombre d'anguilles qui remontent l'échelle du barrage de Chambly ne

suffira pas à rétablir les niveaux historiques d'abondance des anguilles dans les eaux d'amont. L'ancienne pêcherie commerciale installée dans la rivière Richelieu (efficacité de 66 %) a récolté en moyenne 34 000 kg (soit environ 23 000 individus) d'anguilles argentées annuellement entre 1920 et 1980 (Verdon *et al.*, 2003; COSEPAC, 2006).

Indices d'abondance des anguilles jaunes

L'abondance des anguilles jaunes de plus grande taille présentes dans le réseau du haut Saint-Laurent et du lac Ontario a été mesurée dans le cadre de 2 programmes d'évaluation, et chacun d'eux indique que l'anguille d'Amérique est présente en très petit nombre dans le lac Ontario. Des traits de chalut de fond sont effectués dans la baie de Quinte depuis 1974 dans le cadre du programme de relevés repères de communautés de poissons. Le nombre moyen d'anguilles d'Amérique capturées de 1974 à 1994 était de 0,94 anguille par trait de chalut; toutefois, aucune anguille n'a été capturée dans les 364 traits de chalut effectués entre 2003 et 2009 (figure 9a). Cela semble indiquer que les anguilles sont très peu nombreuses dans cette zone (Mathers et Pratt, 2011).

J.M. Casselman et L.A. Marcogliese, de l'Université Queen's (Queen's University), ont aussi effectué une pêche électrique quantitative le long de transects dans le haut Saint-Laurent, dans la zone de Mallorytown, ainsi que dans l'extrémité est du lac Ontario (îles Main Duck et Yorkshire), pendant 16 et 26 ans, respectivement. La pêche est pratiquée de jour comme de nuit. Le nombre d'anguilles détectées (ou observées ou capturées) en 2008 et 2009 était le plus bas depuis le début de la pêche. Dans les 2 zones et tant de jour que de nuit, le nombre de captures n'était pas statistiquement différent de ceux enregistrés au cours des 4 années précédentes ($p > 0,05$), et ce nombre n'a pas été statistiquement supérieur à 0 depuis les captures effectuées de nuit en 2005, et ce, même en tenant compte des anguilles introduites dans le cadre de programmes d'ensemencement (Casselman et Marcogliese, 2009).

Le nombre d'anguilles capturées, selon les indices tirés de relevés au chalut (CPUE) menés dans la baie de Quinte (lac Ontario) et de relevés par pêche électrique menés dans la partie est du lac Ontario, n'est pas, à l'heure actuelle, significativement supérieur à 0 et montre de fortes tendances négatives significatives dans les 10 à 36 dernières années (figure 9a; Casselman et Marcogliese, 2009). Ces 2 indices sont fortement corrélés au déclin observé dans les dénombrements effectués aux échelles du barrage Moses-Saunders. La meilleure corrélation ($r = 0,78$) entre le nombre d'individus passant par l'échelle et le nombre de captures au chalut dans la baie de Quinte était obtenue avec un décalage de 4 ans. Le nombre de captures par pêche électrique était le plus fortement corrélé ($r = 0,89$) au nombre d'anguilles qui remontaient l'échelle 5 années plus tôt. Ces indices montrent clairement un grave déclin causé par la baisse du recrutement vers le réseau du haut Saint-Laurent et du lac Ontario (Mathers et Pratt, 2011).

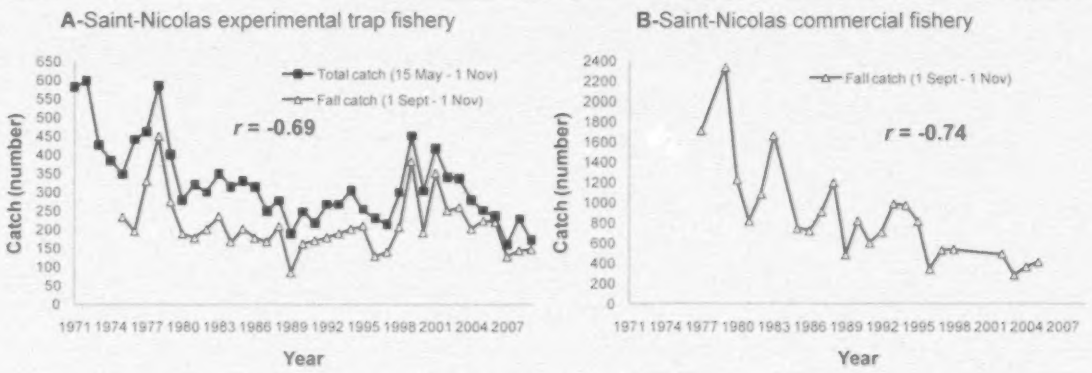
Indices de l'échappée de géniteurs

Les anguilles argentées adultes n'existent pas naturellement en Ontario. Cependant, des individus montrant les premiers stades de la maturité sexuelle ont été identifiés. En effet, de nombreuses anguilles en dévalaison présentent certaines caractéristiques de leur métamorphose finale en anguilles argentées (McGrath *et al.*, 2003; Tremblay, 2004; 2009a). Dans le cadre de relevés des eaux d'aval du barrage Moses-Saunders, on a observé des anguilles mortes ou blessées, et on a pu dégager un indice du nombre d'anguilles en phase d'argenture quittant le réseau pour entreprendre la dévalaison de reproduction depuis 2000 (NYPA, 2010). Un relevé est systématiquement effectué dans le bief aval chaque année, l'échantillonnage étant réalisé 2 fois par semaine de la mi-juin au tout début octobre; cette longue période comprend la période de dévalaison des anguilles proches de la maturité dans le réseau du haut Saint-Laurent et du lac Ontario. Le nombre de ces anguilles a diminué d'environ 20 % annuellement depuis le début du relevé en 2000 (figure 9b; NYPA, 2010). En supposant que la phase de croissance des anguilles jaunes dans le haut Saint-Laurent et le lac Ontario dure de 10 à 15 ans (Casselman, 2003), cette diminution du nombre d'anguilles en dévalaison concorde avec le déclin des juvéniles en montaison observé depuis le milieu des années 1980. La meilleure corrélation (r = 0,87) entre l'abondance des anguilles en montaison et le nombre d'anguilles observées dans les eaux d'aval est obtenue avec un décalage de 18 ans (Mathers et Pratt, 2011; Pratt et Mathers, 2011). En 2010, les relevés effectués dans les eaux d'aval semblent indiquer que seulement 8 % des anguilles argentées quittent le réseau comparativement au nombre déterminé en 2000, ou que moins de 20 000 anguilles argentées quittent le réseau du haut Saint-Laurent et du lac Ontario annuellement (NYPA, 2010). Un protocole semblable a été établi récemment pour d'autres centrales afin de documenter la présence des anguilles argentées dans le cadre de relevés effectués dans les eaux d'aval d'installations de production hydroélectrique situées dans les rivières Mississippi et des Outaouais (Thompson *et al.*, 2010, cités dans Mathers et Pratt, 2011).

En 1996 et 1997, l'échappée de géniteurs et la mortalité par pêche des anguilles argentées en provenance de la ZBNED 10 ont été estimées au moyen d'expériences de marquage-recapture dans l'estuaire du Saint-Laurent (Caron *et al.*, 2003). Pendant cette période, on a estimé que le nombre d'anguilles en amont de Québec était de 492 845 (entre 383 et 693-633 091; limite de confiance à 95 %) en 1996 et de 410 895 (entre 353 591 et 477 492; limite de confiance à 95 %) en 1997. Selon ces données, Verreault et Dumont (2003) ont estimé les départs d'anguilles argentées du haut Saint-Laurent et du lac Ontario, d'après un modèle fondé sur le passage des anguilles, les débarquements commerciaux, le pourcentage d'anguilles migratrices dans les captures commerciales et le taux de survie au turbinage. Comme le taux d'exploitation par la pêche commerciale dans l'estuaire a été estimé à 19 % en 1996 et à 24 % en 1997, l'échappée totale de géniteurs a été évaluée à 396 000 en 1996 et à 302 000 en 1997. Cette expérience de marquage-recapture a été répétée en 2010 en appliquant les mêmes méthodes. Le nombre total d'anguilles en amont de Québec a été estimée à 153 044 individus (entre 116 480 et 189 608; limite de confiance à 95 %) en 2010 à

l'aide d'estimateurs multiples de Petersen. On estime actuellement que le taux d'exploitation par la pêche commerciale s'élève à 10,5 % (16 113 anguilles) et que l'échappée totale de géniteurs s'élève à 136 932 anguilles (G. Verreault, MRNF, comm. pers., 2010). L'échappée totale de géniteurs a donc diminué de 65 % au cours des 14 ans malgré la réduction de la mortalité attribuable à la pêche commerciale (50 % des activités de pêche entre 2002 et 2009) (G. Verreault, MRNF, comm. pers., 2011).

Les captures de la pêche expérimentale au moyen de filets-trappes à Saint-Nicolas, près de Québec, de 1971 à 2009 (de Lafontaine *et al.*, 2009ab), ont fourni un indice d'abondance indépendant des pêches. La plupart des anguilles capturées à l'automne (du 1er septembre au 1er novembre) sont argentées, bien que leur couleur n'ait pas été consignée systématiquement. Les prises d'automne ont montré des pics intermittents dans les années 1970 (figure 11-A). De la fin des années 1970 à la fin des années 1990, les prises d'automne ont été relativement stables, mais, de la fin des années 1990 au début des années 2000, elles ont de nouveau montré des pics intermittents. De 2001 à 2009, on a observé un déclin constant des prises d'automne, et, pour la série chronologique complète de 40 ans, on a constaté une tendance à la baisse très significative de l'abondance (figure 11-A; de Lafontaine *et al.*, 2009a,b). Un autre indice tient compte des registres des captures commerciales par pêche à la fascine (engins fixes), qui ont été compilés à partir des journaux de bord personnels d'un pêcheur actif de façon relativement constante, à 1 kilomètre en amont de la pêche expérimentale au filet-trappe (1965-1998; figure 11-B). Ces 2 indices des CPUE indiquent une tendance à la baisse significative du taux de capture, de l'ordre de 65 à 80 %, depuis le début des années 1970. D'après certains, cela semble indiquer une diminution du recrutement de juvéniles dans le réseau (de Lafontaine *et al.*, 2009a).



Veuillez voir la traduction française ci-dessous :

Légende de l'image :

A-Saint-Nicolas experimental trap fishery = Pêche expérimentale au filet-trappe à Saint-Nicolas

Total catch (15 May – 1 Nov) = Nombre total de prises (15 mai-1er nov.)

Fall catch (1 Sept – 1 Nov) = Nombre de prises automnales (1er sept.-1er nov.)

r = -0.69 = r = 0,69

Catch (number) = Prises (nombre)

B- Saint-Nicolas commercial fishery = Pêche commerciale à Saint-Nicolas

Fall catch (1 Sept – 1 Nov) = Prises automnales (1er sept.-1er nov.)

r = -0.74 = r = 0,74

Catch (number) = Prises (nombre)

Year = Année

Figure 11. Prises totales d'anguilles proches de la maturité consignées à Saint-Nicolas, près de Québec (de Lafontaine, Environnement Canada) : A) pêche expérimentale au filet-trappe (de 1971 à 2009); B) pêche commerciale pratiquée à un kilomètre en amont (de 1977 à 2005). Des données sur les prises ne sont disponibles ni pour 1978, ni pour 1984, ni pour 1999-2001. La date de début de la pêche commerciale varie selon les années, mais la pêche automnale a toujours été entièrement couverte. Les deux tendances sont très significatives ($p < 0,001$).

Débarquements

En Ontario, la pêche commerciale et la pêche récréative à l'anguille ont été respectivement fermées en 2004 et en 2005. Au Québec, la pêche est maintenant restreinte depuis la mise en œuvre d'un important programme de rachat des permis entre 2002 et 2009 (tableau 4; MPO, 2010). Les diminutions de l'effort de pêche, combinées au déclin de l'abondance des anguilles dans le haut Saint-Laurent et le lac Ontario, expliquent en partie les prises réduites des dernières années.

Tableau 4. Chronologie des programmes de rachat des permis de pêche commerciale à l'anguille d'Amérique dans la zone du lac Saint-Pierre, du pont Laviolette et de l'Île d'Orléans, et dans l'estuaire maritime du Saint-Laurent, dans la ZBNED 10 (modifié du MPO, 2010).

Région (dans la ZBNED 10)	Engins de pêche	Composition de la récolte	Année de rachat	N^{bre} de permis rachetés	N^{bre} de permis restants
Lac Saint-Pierre	Verveux	Surtout des anguilles jaunes, quelques anguilles argentées	2002	6	36
			2005	17	19
			2006	1	18
			2007	12	6
Pont Laviolette-Île d'Orléans	Verveux	Surtout des anguilles jaunes, quelques anguilles argentées		0	30
	Filet-trappe	Surtout des anguilles argentées, quelques anguilles jaunes	2009	8	2
Estuaire maritime du Saint-Laurent	Filet-trappe	Anguilles argentées	2009	46	21
Total			2002-2009	90	59

Les débarquements totaux d'anguilles jaunes en Ontario ont augmenté de 50 t en 1960 pour atteindre un sommet de 230 t en 1978. Exception faite du faible nombre de prises en 1982 et 1983, dû à l'effondrement du marché associé à la contamination au mirex[9], les prises annuelles ont dépassé 100 t entre 1972 et 1993, puis ont diminué rapidement pour atteindre une moyenne de 23,8 t (plage de 11 à 41 t) de 1997 à 2002, jusqu'à la fermeture de la pêche commerciale à l'anguille dans le lac Ontario en 2004 (figure 12). Ce déclin s'est produit malgré le maintien des prix élevés, bien au-dessus de la moyenne à long terme (Casselman et Marcogliese, 2007). Les débarquements totaux déclarés en Ontario ont diminué parallèlement à l'indice de recrutement calculé à partir des données recueillies aux échelles Moses et Saunders (figure 8).

[9] Le mirex est un insecticide synthétique inodore. Il est composé de particules cristallines solides d'un blanc pur.

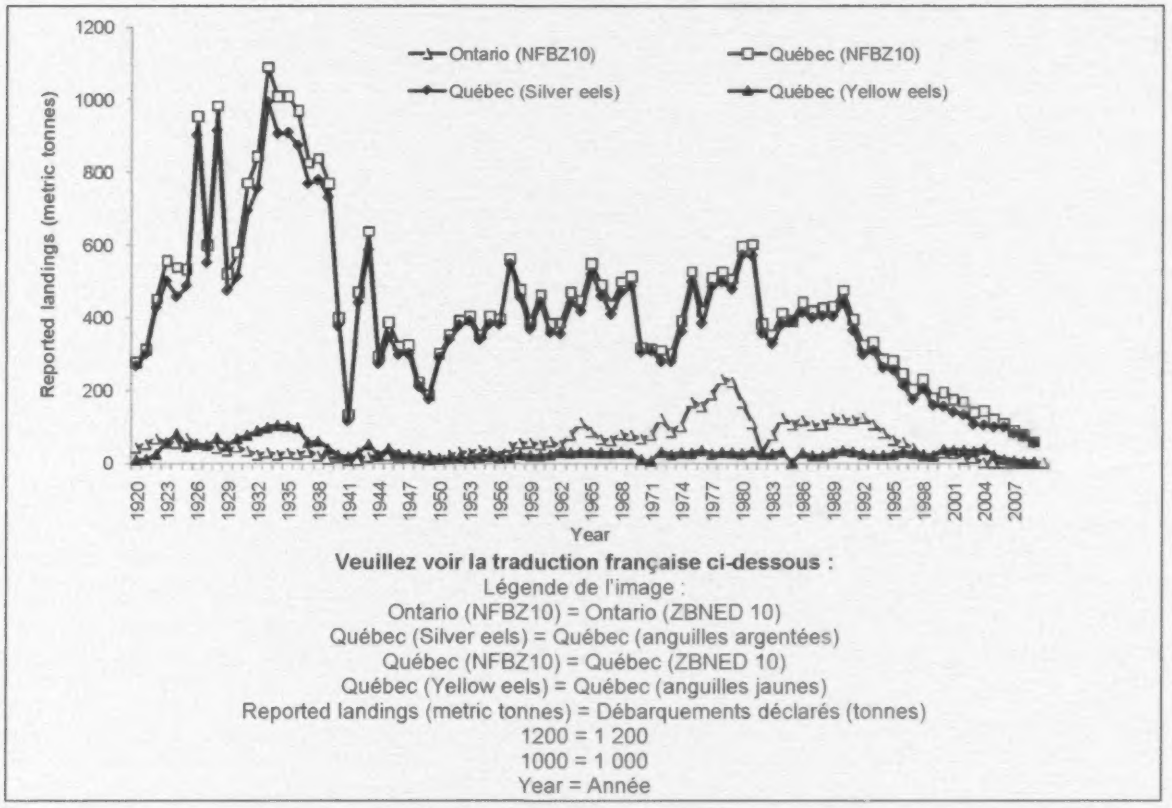


Figure 12. Indices commerciaux d'abondance de l'anguille d'Amérique dans la ZBNED 10 (1920-2009) : débarquements déclarés en Ontario (haut Saint-Laurent et est du lac Ontario; de A. Mathers, MRNO) et au Québec (anguilles jaunes et argentées; de Y. Mailhot, MRNF).

Étant donné que les anguilles argentées du réseau du haut Saint-Laurent et du lac Ontario sont principalement capturées dans les pêcheries de l'estuaire maritime du Saint-Laurent (Québec), les débarquements québécois d'anguilles argentées de la rivière Richelieu et de l'estuaire du Saint-Laurent sont réputés faire partie de la ZBNED 10 (Verreault *et al.*, 2003; Verdon *et al.*, 2003). Les débarquements annuels affichent des baisses spectaculaires depuis les années 1980 (figure 12). Alors que les prises totalisaient 72,9 t en 1981, la pêche dans le Richelieu s'est effondrée en 1997, avec un total de moins de 5 t, et elle a été fermée en 1998 (Dumont *et al.*, 1997; Verdon *et al.*, 2003). Le déclin survenu dans la rivière Richelieu est partiellement lié à la reconstruction, dans les années 1960, de 2 anciens barrages à claire-voie. Aucune installation de passage des anguilles n'ayant été prévue, la montaison jusqu'au lac Champlain a été entravée (Verdon *et al.*, 2003). De 1987 à 1997, le poids moyen des anguilles a augmenté de 50 %, signe d'un processus de vieillissement non compensé par l'arrivée de recrues (Verdon *et al.*, 2003). Dans l'estuaire du Saint-Laurent, les prises totales sont passées de 452 t en 1980 à moins de 82 t en 2004 (figure 12). L'effort de pêche dans la région a été relativement constant jusqu'en 1996 et, par la suite, a diminué. Pour tenter de compenser le taux de mortalité dans les turbines

hydroélectriques, un programme de rachat des permis de pêche dans le fleuve Saint-Laurent a été lancé en 2009 (tableau 4). Un programme de rachat des permis de pêche visant la conservation de la perchaude (*Perca flavescens*) dans le lac Saint-Pierre entre 2002 et 2009 a permis de réduire la mortalité totale par pêche des anguilles (mesurée en tant que débarquements) d'environ plus de 50 % par rapport à la mortalité évaluée de 1997 à 2002. Pendant la période de 1997 à 2002, les prises moyennes d'anguilles jaunes, principalement par la pêche dans le lac Saint-Pierre, totalisaient 29,5 t (plage de 20 à 37 t). Entre 2005 et 2009, les prises moyennes d'anguilles jaunes totalisaient 8,7 t, soit une diminution de 71 % par rapport à la moyenne de 1997-2002. De 1997 à 2002, les prises moyennes d'anguilles argentées totalisaient 160,7 t (plage de 133 à 205 t), comparativement aux prises moyennes totalisant 80,8 t (plage de 53 à 99 t) entre 2005 et 2009, ce qui correspond à une diminution de 50 % (figure 12). Pour les anguilles jaunes et les anguilles argentées, la réduction totale des prises entre 2005 et 2009, comparativement aux prises pendant la période de référence de 1997 à 2002, était de 53 % dans les eaux québécoises du Saint-Laurent (tableau 5, MPO, 2010).

Tableau 5. Sommaire des réductions de la mortalité absolue et du taux de mortalité des anguilles jaunes et argentées entre 2004 et 2009, comparativement aux taux évalués entre 1997 et 2002. Pour l'Ontario, le déclin de la mortalité absolue et du taux de mortalité fait référence à la mortalité par pêche des anguilles argentées dans le lac Ontario et aux barrages hydroélectriques. Pour toutes les autres régions, les mortalités et les taux sont associés à la pêche seulement. On a supposé que le poids moyen des anguilles était de 1 kg en Ontario (du MPO, 2010).

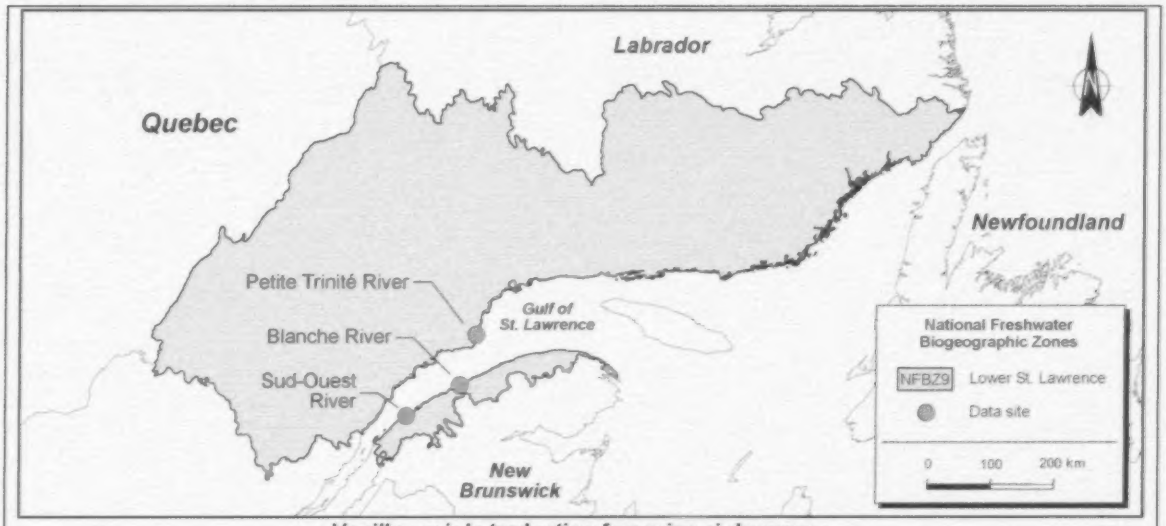
ZBNED et région	Changement de la mortalité absolue (poids)	Changement du taux de mortalité (nombre d'anguilles)
ZBNED 10-Ontario	-90 %	-50 %
ZBNED 10-Québec	-53 %	
ZBNED 1-Golfe	+46 %	-20 %
ZBNED 1-Maritimes	-27 %	
ZBNED 8-Terre-Neuve	-5 %	
Total	-22 %	

La diminution du nombre d'anguilles argentées récoltées en 2009 (taux d'exploitation estimé à 10,5 % en 2010) par la pêche dans l'estuaire maritime du Saint-Laurent en tant que conséquence directe du rachat des permis de pêche à l'anguille argentée a été calculée en appliquant la régression linéaire négative significative aux prises d'anguilles argentées selon l'année pendant la période de 1998 à 2008 (r^2 = 0,94). En 2009, le poids des prises prévues, si les permis n'avaient pas été rachetés, aurait été de 57,5 t, alors que le poids des prises réelles a été de 23,8 t, ce qui a permis de sauver 33,7 t d'anguilles argentées génitrices. Pour ce secteur des pêches, la réduction de la mortalité absolue entre 2008 et 2009 a été de 58,6 % (MPO, 2010).

ZBNED 9 : Bas Saint-Laurent (est du Québec)

Indices d'abondance des juvéniles

On a créé un indice d'abondance des anguilles, qui consiste à faire le dénombrement partiel des anguilles remontant un obstacle naturel, pour la rivière du Sud-Ouest (figure 13), affluent de l'estuaire du Saint-Laurent situé sur la rive sud du fleuve (Verreault et Tardif, 2009; Caron *et al.*, 2006). Les anguilles remontant les chutes ont une longueur moyenne d'environ 250 mm, et leur âge varie de 1 à 11 ans, la majorité des anguilles ayant entre 2 et 6 ans. Parce que le dénombrement partiel pendant la courte série chronologique est très variable et composé de plusieurs cohortes, on a calculé un indice de l'importance de la classe d'âge (YCSI) fondé sur la structure d'âge des anguilles échantillonnées afin de déterminer l'abondance des anguilles. L'indice en question indique une tendance négative significative de l'abondance des classes d'âge des recrues de 1998 à 2005 (année de ponte) (figure 14); le YCSI a diminué, passant de 1,37 en 1999 à 0,88 en 2005 (~36 %; G. Verreault, MRNF, comm. pers., 2011).



Veuillez voir la traduction française ci-dessous :

Légende de l'image :

Quebec = Québec

Newfoundland = Terre-Neuve

Petite Trinité River = Petite rivière de la Trinité

Blanche River = Rivière Blanche

Sud-Ouest River = Rivière du Sud-Ouest

Gulf of St. Lawrence = Golfe du Saint-Laurent

New Brunswick = Nouveau-Brunswick

National Freshwater Biogeographic Zones = Zones biogéographiques nationales d'eau douce

NFBZ9 = ZBNED 9

Lower St. Lawrence = Bas Saint-Laurent

Data site = Station de collecte de données

Figure 13. Stations de collecte de données dans la ZBNED 9 – bas Saint-Laurent.

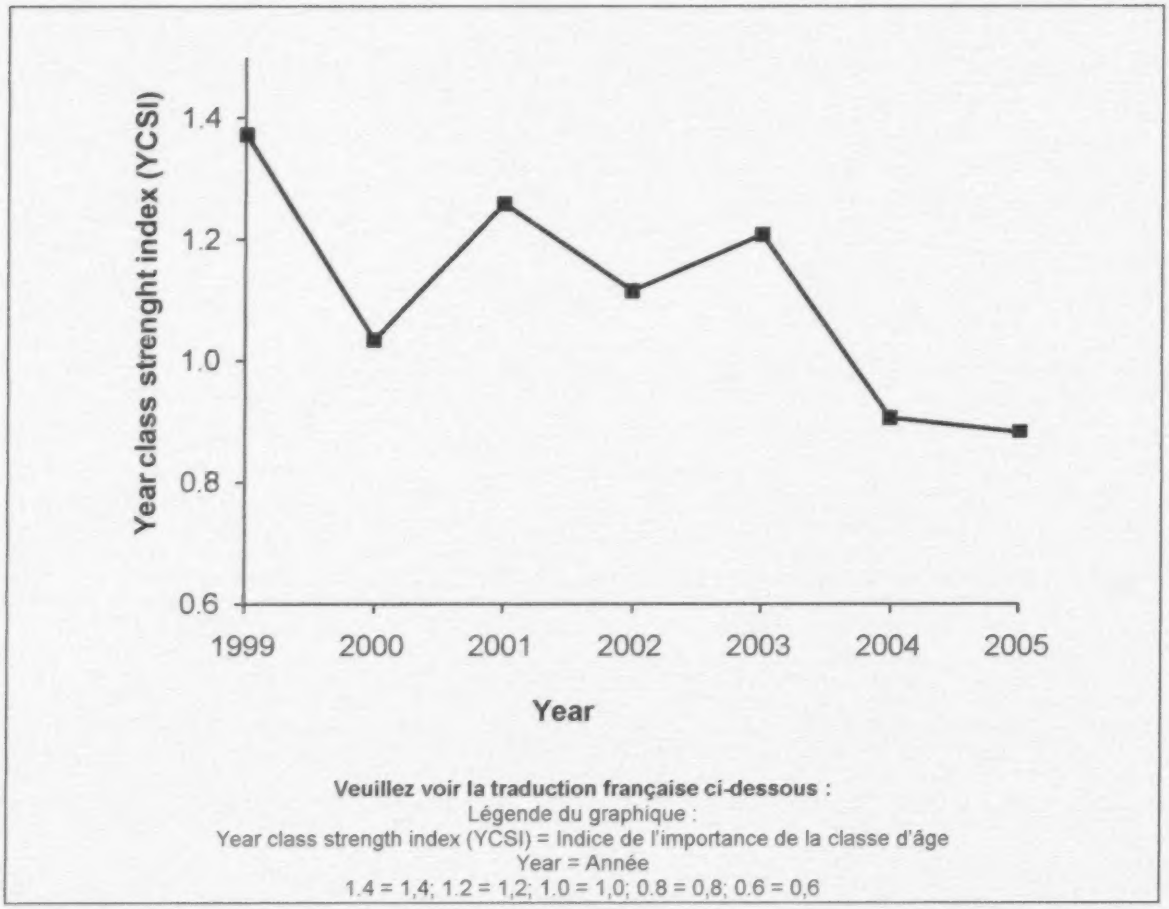


Figure 14. Indice relatif de l'importance de la classe d'âge (année de ponte) des anguilles d'Amérique immatures de la rivière du Sud-Ouest, dans l'estuaire maritime du Saint-Laurent (1995-2010; de G. Verreault, MNRF. Le coefficient de corrélation est significatif : p = 0,026).

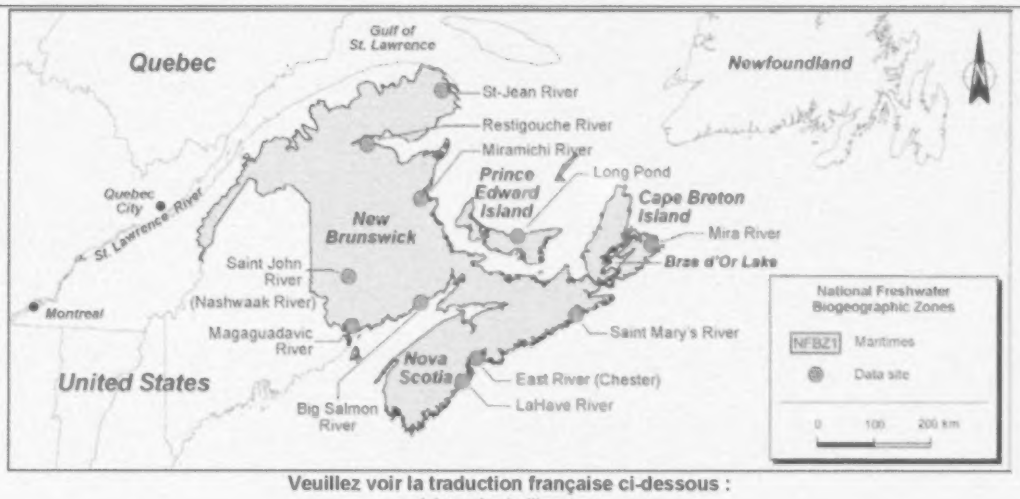
Région du golfe du Saint-Laurent et de l'Atlantique

ZBNED 1 : Maritimes (Nouveau-Brunswick, Nouvelle-Écosse, Île-du-Prince-Édouard, et régions du centre et du sud de la Gaspésie au Québec)

Indice de recrutement

Un indice de recrutement est disponible pour la ZBNED 1 (figure 15); il est fondé sur les prises de civelles et les dénombrements de celles-ci dans la rivière East, à Chester, en Nouvelle-Écosse. La pêche aux civelles est autorisée dans la rivière, en aval des sites d'échantillonnage de civelles (Bradford *et al.*, 2010). La série sur l'abondance dans la rivière East commence en 1996, mais des données manquent pour la période de 2003 à 2006. L'indice montre d'importantes fluctuations annuelles dans le recrutement des civelles, mais aucune tendance ne peut être dégagée

(figure 16a; Bradford *et al.*, 2010). La remonte totale de civelles a dépassé la moyenne de la série chronologique en 1996-1997, 2002, 2008 et 2009. La remonte la plus grande a été observée en 2009, les dénombrements s'élevant à 1,9 million de civelles. La taille des remontes de civelles depuis 2008 se situe dans la plage rapportée pour la période de 1996 à 2002 ou la dépasse (1,9 million en 2008, creux de 0,6 million en 2009) (Bradford *et al.*, 2010; MPO, 2010). L'importance de la remonte de civelles vers la rivière East, à Chester, en Nouvelle-Écosse, est positivement corrélée aux CPUE de la pêche commerciale aux civelles (figure 16b; Bradford *et al.*, 2010), mais ces données ne sont actuellement pas utilisées pour surveiller la pêche.



Veuillez voir la traduction française ci-dessous :

Légende de l'image :
Quebec = Québec
Quebec City = Québec
St. Lawrence River = Fleuve Saint-Laurent
Montreal = Montréal
United States = États-Unis
Gulf of St. Lawrence = Golfe du Saint-Laurent
Newfoundland = Terre-Neuve
New Brunswick = Nouveau-Brunswick
Saint John River =Rivière Saint-Jean
Nashwaak River =Rivière Nashwaak
Magaguadavic River = Rivière Magaguadavic
Big Samon River = Rivière Big Salmon
St-Jean River =Rivière Saint-Jean
Restigouche River = Rivière Restigouche
Miramichi River = Rivière Miramichi
Prince Edward Island = Île-du-Prince-Édouard
Long Pond = Étang Pond
Cape Breton Island = Île du Cap-Breton
Mira River = Rivière Mira
Bras d'Or Lake = Lac Bras d'Or
Saint Mary's River = Rivière Saint Mary's
Nova Scotia = Nouvelle-Écosse
East River (Chester) = Rivière East (Chester)
LaHave River = Rivière LaHave
National Freshwater Biogeographic Zones = Zones biogéographiques nationales d'eau douce
NFBZ1 = ZBNED 1
Maritimes = Maritimes
Data site = Station de collecte de données

Figure 15. Stations de collecte de données sur l'anguille d'Amérique dans la ZBNED 1 – Maritimes.

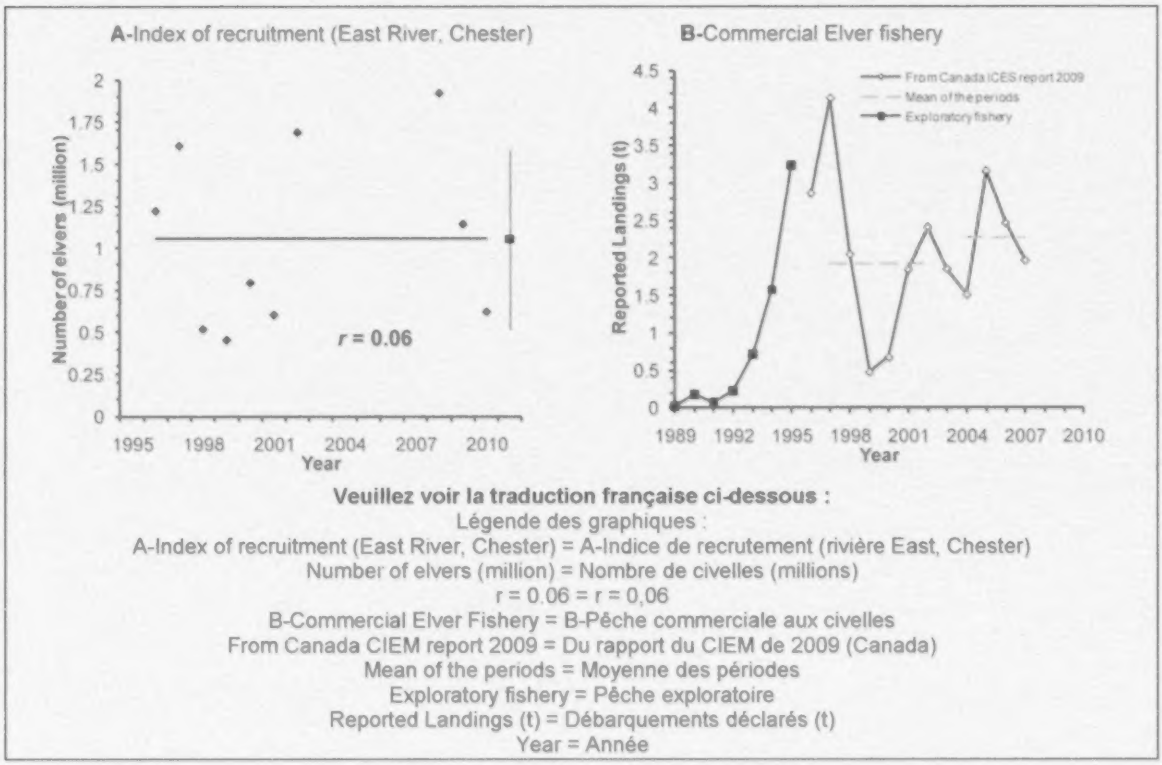


Figure 16. A) Indice de recrutement fondé sur le nombre de civelles d'anguille d'Amérique observées dans la rivière East, à Chester (Nouvelle-Écosse), de 1996 à 2010. Les carrés pleins représentent la moyenne (± 1 d'écart type) de la série chronologique. B) Débarquements déclarés (t) de civelles dans la région Scotia-Fundy pour la période 1989-2008. De 1989 à 1995, la pêche aux civelles était une pêche exploratoire. Depuis 1996, la pêche aux civelles est gérée dans le cadre d'un plan de gestion intégrée des pêches.

Il n'y avait aucune donnée sur le recrutement pour les eaux québécoises de la ZBNED 1, exception faite de celles fournies par des évaluations sporadiques de l'abondance des civelles (Dutil *et al.*, 1989; Vladykov, 1955; Vladykov et Liew, 1982; Vladykov, 1966; Dolan, 1975), mais un nouveau programme de surveillance des civelles a commencé en 2009 dans l'estuaire de la rivière Saint-Jean (M. Dionne, MRNF, comm. pers., 2011), dont le bassin versant fait partie de la ZBNED 1 (Maritimes; figure 15). Aucune tendance n'a pu être dégagée jusqu'à présent parce que seules deux années de surveillance ont été achevées. De la mi-mai à la fin juillet, on utilise des verveux pour capturer des civelles. À ce jour, on a constaté que l'abondance est la plus forte à la fin mai et que la longueur et le poids des civelles diminuent graduellement au cours de la saison (M. Dionne, MRNF, comm. pers., 2011). Les facteurs environnementaux tels que la température de l'eau et la hauteur des marées influent de façon significative sur l'abondance des civelles (M. Dionne, MRNF, comm. pers., 2011).

Indices d'abondance des anguilles juvéniles et des anguilles jaunes

Pour la ZBNED 1, les indices d'abondance de l'anguille d'Amérique indépendants des pêches qui couvrent la plus longue période viennent des relevés par pêche électrique des Salmonidés. Même si les relevés de Salmonidés ne sont pas optimaux pour déterminer l'abondance des anguilles (en raison des différences en matière d'utilisation de l'habitat), selon les indices d'abondance des anguilles juvéniles et des anguilles jaunes en eaux douces dans les rivières Miramichi (1952-2009) et Restigouche (1972-2009), au Nouveau-Brunswick, les tendances des effectifs seraient très variables dans les 2 rivières (figure 17). En outre, selon ces indices, l'abondance moyenne dans les années 2000 a été généralement plus élevée que dans les années 1980 et plus élevée que la moyenne à long terme, mais des abondances inférieures à la moyenne ont aussi été observées (figure 17). Dans la Miramichi, les densités d'anguilles ont varié dans les années 1950 et 1960, affichant une pointe au début des années 1970, et ont ensuite décliné pour atteindre un minimum à la fin des années 1980, et ce, jusqu'en 1995, année où elles ont recommencé à augmenter (la tendance globale de l'abondance ne montre ni augmentation ni baisse significatives; figure 17a). On a estimé que les densités moyennes dans la rivière Restigouche étaient de 0,50 anguille par 100 m² pendant la période de 1972 à 2009, qu'elles ont atteint un sommet en 2001 et 2002 et qu'elles ont globalement diminué pour s'établir à 0,80 anguille par 100 m² durant la période de 2005 à 2009 (figure 17b; MPO, 2010). Quelques-unes des abondances les plus élevées, mais également les plus variables, observées au début des années 2000 ont alimenté une tendance significativement positive de l'abondance au cours de toute la période de 37 ans (figure 17b).

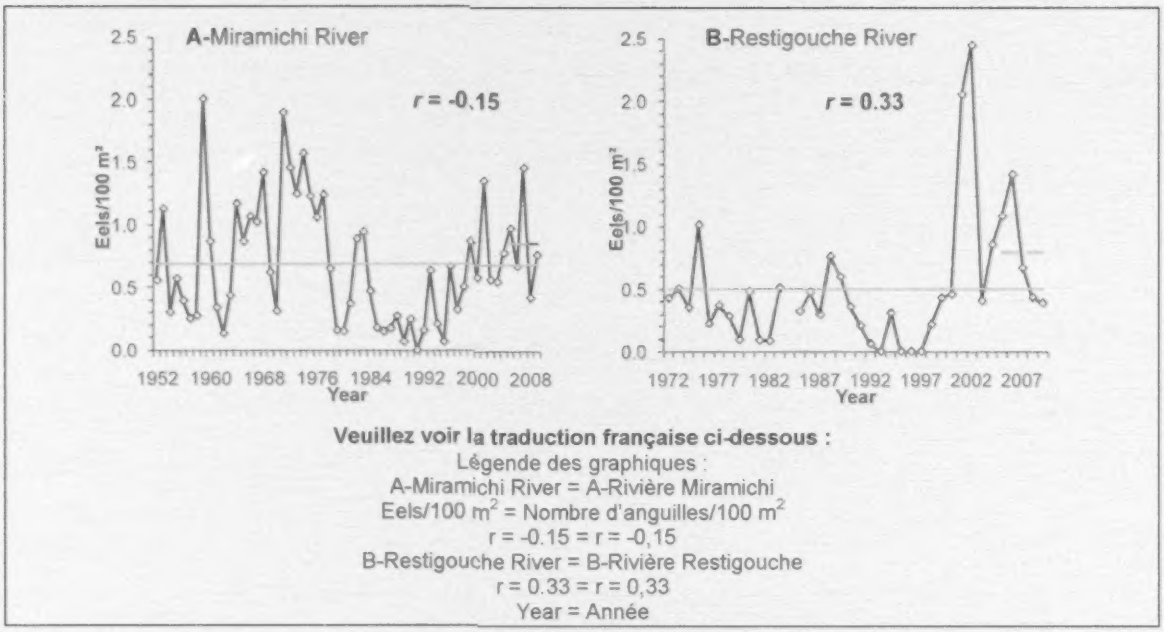


Figure 17. Indices d'abondance (nombre de poissons par 100 m²) des anguilles d'Amérique immatures (anguilles jaunes) à partir de relevés par pêche électrique effectués dans deux rivières du sud du golfe du Saint-Laurent. La ligne horizontale continue représente la moyenne de la série chronologique, et la ligne pointillée, la moyenne sur les cinq dernières années (de D.K. Cairns, MPO) : A) rivière Miramichi (1952-2009); B) rivière Restigouche (1972-2009). Pour la Miramichi, la base de données de 1952 à 1969 a été créée à partir de documents papier originaux (Cairns *et al.*, 2008). Certaines densités calculées à partir de la nouvelle base de données sont différentes de celles rapportées par Cairns *et al.* (2007). La tendance négative observée dans le graphique A n'est pas significative (p = 0,22), mais la tendance positive observée dans le graphique B est statistiquement significative (p = 0,049).

Des indices tirés de relevés de Salmonidés par pêche électrique sont aussi disponibles pour 4 rivières de la région Scotia-Fundy se déversant dans la baie de Fundy et l'océan Atlantique (figure 18). La rivière Nashwaak (1991-2009) et la rivière Big Salmon (1996-2009) se trouvent au Nouveau-Brunswick, alors que la rivière St. Marys (1985-1986; 1995-2009) et la rivière LaHave (1995; 1997; 2000-2009) se trouvent sur la côte atlantique de la Nouvelle-Écosse (Bradford, 2010). Les séries chronologiques provenant des relevés par pêche électrique au Nouveau-Brunswick ne montrent aucune tendance globale significative de l'abondance, mais semblent indiquer des déclins depuis le début des années 2000 (figure 18a; Bradford, 2010; MPO, 2010). En revanche, dans les 2 sites néo-écossais, les séries de données obtenues par pêche électrique semblent indiquer des tendances négatives significatives de l'abondance, en l'occurrence, un déclin d'environ 75 % dans la rivière St. Mary's au cours des 25 dernières années (environ une génération) et un déclin de 86 % dans la rivière LaHave au cours de la dernière décennie (figure 18b).

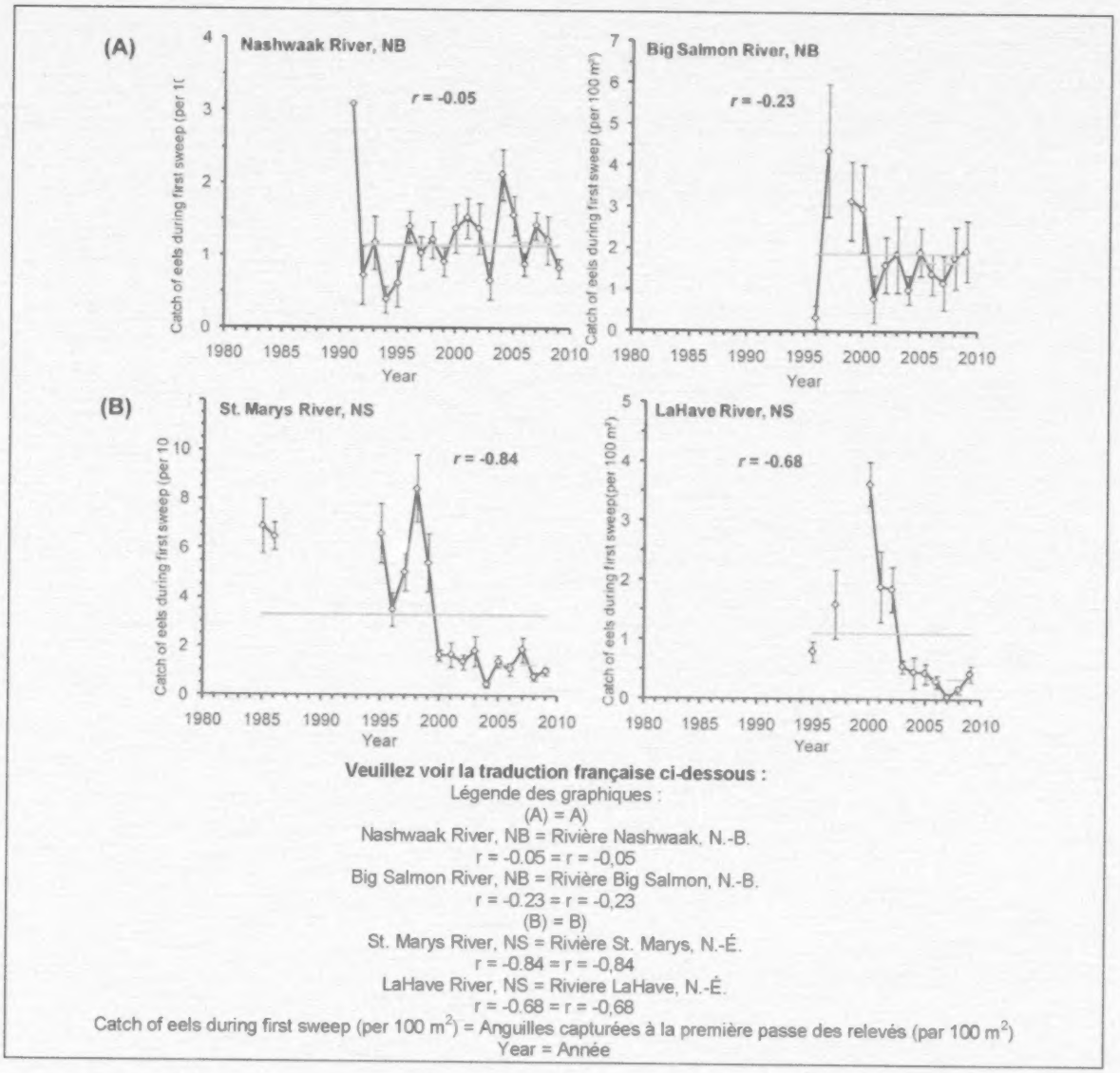


Figure 18. Indices d'abondance annuelle (nombre d'anguilles capturées par 100 m² à la première passe des relevés; avec un écart-type moyen de ± 1) de l'anguille d'Amérique (au stade d'anguille jaune) à partir de relevés par pêche électrique dans des rivières qui s'écoulent vers la baie de Fundy et l'océan Atlantique : A) au Nouveau-Brunswick (rivière Nashwaak [1991-2009], rivière Big Salmon [1996-2009]), et B) en Nouvelle-Écosse (rivière St. Marys [1985-1986; 1995-2009], rivière LaHave [1995; 1997; 2000-2009]). La ligne horizontale continue représente la moyenne de la série chronologique, et la ligne pointillée, la moyenne sur les cinq dernières années (de R. Bradford, MPO). Les tendances globales ne sont pas significatives dans les rivières du Nouveau-Brunswick, mais très significatives dans les rivières de la Nouvelle-Écosse (p maximum = 0,014).

Indices d'abondance des anguilles jaunes

De 2005 à 2008, on a estimé les densités de l'anguille d'Amérique (anguilles jaunes) à 27 sites dans les eaux saumâtres et salées du sud du golfe du Saint-Laurent dans le cadre de relevés effectués sur un bateau à fond transparent muni de lumières sous-marines (Hallett *et al.*, 2010). On a dénombré les anguilles pendant la nuit au moyen de transects en zigzag traversant baies et estuaires. Les conditions de visibilité ont généralement limité la profondeur des relevés à 2 à 2,5 m. Les densités moyennes (avec une limite de confiance à 95 %), estimées selon une méthode du bootstrap, étaient de 34,1 (23,0-45,5) anguilles/ha pour le golfe-Nouveau-Brunswick, de 40,9 (24,8-57,3) anguilles/ha pour le golfe-Nouvelle-Écosse et de 155,7 (86,3-235,9) anguilles/ha pour l'Île-du-Prince-Édouard. Les estimations du stock actuel comportent toutefois des incertitudes résultant de l'erreur d'échantillonnage dans les estimations de la densité analysées au moyen de la procédure du bootstrap, des connaissances limitées sur les densités d'anguilles dans les eaux de plus de 2,5 m de profondeur et de la proportion d'anguilles qui demeurent enfouies dans le substrat pendant la nuit (Hallett *et al.*, 2010). Par conséquent, ces estimations ne peuvent pas être utilisées pour dégager les tendances de l'abondance dans la ZBNED 1.

La surveillance de l'anguille d'Amérique dans la rivière et l'estuaire Saint-Jean et les lacs associés dans l'est de la Gaspésie, au Québec (ZBNED 1) (Thibault *et al.*, 2007ab; Caron *et al.*, 2009), en 2005 et 2008-2009, a révélé la présence d'un grand nombre d'anguilles d'âges variés (de 2 à 24 ans). Cette présence permet de croire que le recrutement dans cette région se poursuit, bien qu'aucune série chronologique sur l'abondance ne soit disponible. Les CPUE d'adultes (anguilles jaunes et argentées) sont plus élevées dans l'estuaire (de 17,4 à 19,3 anguilles/ha) que dans les lacs d'alentour (de 2,3 à 9,5 anguilles/ha) (Caron *et al.*, 2009; M. Dionne, MRNF, comm. pers., 2011). La croissance est plus rapide dans le milieu estuarien de la rivière Saint-Jean et plus lente dans les lacs d'eau douce, comme on le rapporte pour d'autres bassins versants de la ZBNED 9 (Petite rivière de la Trinité; Fournier et Caron, 2005; rivière Cascapédia; Caron *et al.*, 2007; rivière York, données inédites; cité dans Caron *et al.*, 2009) et pour l'espèce dans l'ensemble de son aire de répartition (Jessop *et al.*, 1998). Compte tenu des expériences de marquage-recapture effectuées au printemps (de la mi-mai à la mi-juin), entre 2003 et 2009, on a estimé l'abondance à 13 481 à 40 021 anguilles dans le réseau de la rivière Saint-Jean (1 124 km^2; 115 km d'axe principal; 5,8 km^2 de milieu estuarien; 12 lacs de plus de 5 ha) (Caron *et al.*, 2009; M. Dionne, MRNF, comm. pers., 2011).

Débarquements

Outre la pêche aux civelles, la plupart des anguilles récoltées dans la ZBNED 1 sont des anguilles jaunes, mais quelques anguilles argentées font aussi partie de la récolte. Dans la Région du Golfe du MPO, les débarquements déclarés atteignaient en moyenne 127,9 t entre 1997 et 2002 et 187,0 t entre 2004 et 2008, ce qui représente une augmentation de 46,2 %. Selon des indices d'abondance à court terme dépendants des pêches correspondant aux CPUE dans 3 types de pêches

effectués dans le golfe, en Nouvelle-Écosse et dans l'Île-du-Prince-Édouard, il y aurait eu une tendance généralement à la hausse de l'abondance des anguilles dans le sud du golfe du Saint-Laurent de 1997 à 2008 (figure 19). Les CPUE moyennes dans le golfe en Nouvelle-Écosse étaient de 1,96 kg par verveux/jour et de 3,43 anguilles par harpon/heure de 1997 à 2009, comparativement à 2,56 kg par verveux/jour et à 4,63 anguilles par harpon/heure de 2005 à 2009. Les CPUE moyennes à l'Île-du-Prince-Édouard étaient de 0,82 kg par verveux/jour, de 1996 à 2009, et de 1,12 kg par verveux/jour, de 2005 à 2009 (D. Cairns, comm. pers., 2010; MPO, 2010).

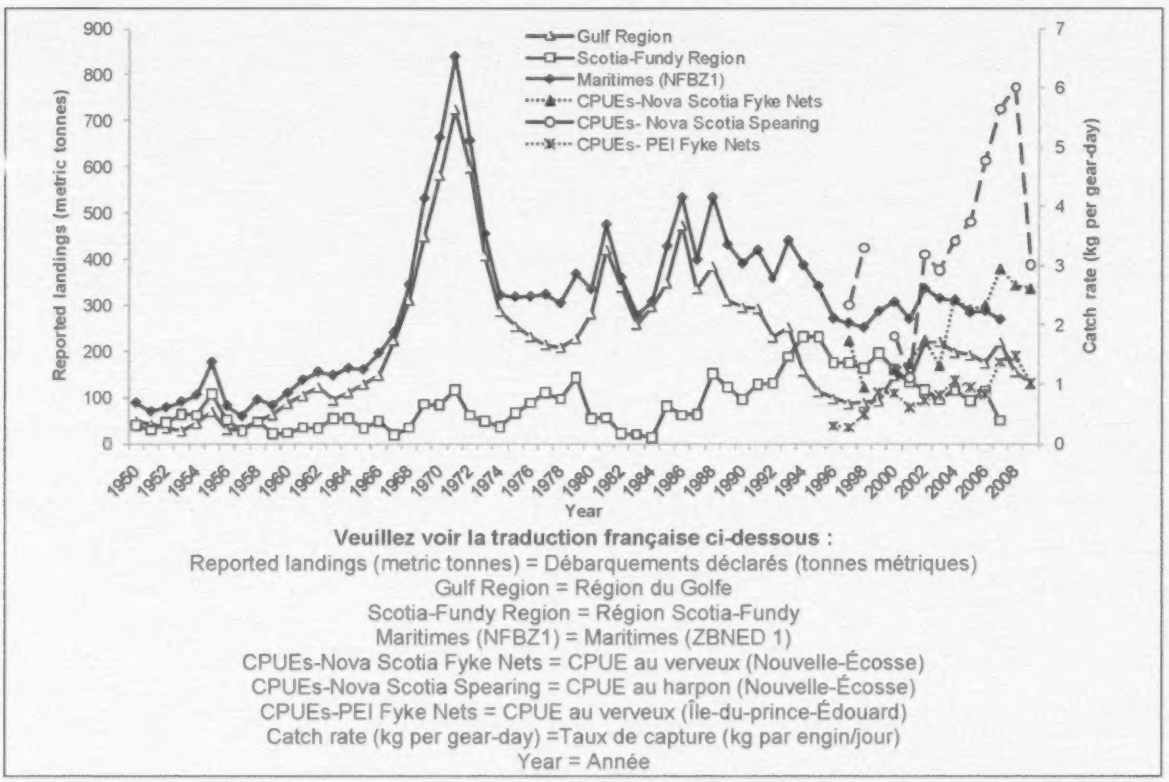
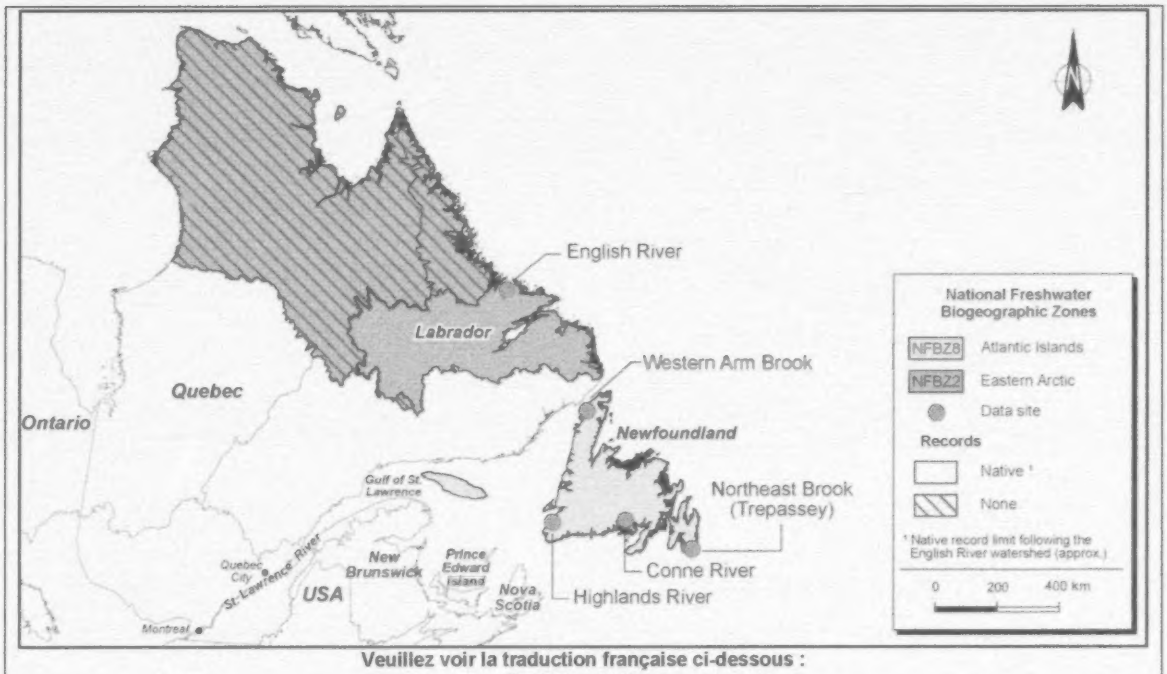


Figure 19. Indices d'abondance de l'anguille d'Amérique dans la ZBNED 1 tirés des pêches commerciales : débarquements d'anguilles dans les Maritimes (1950-2007), la région du sud du golfe du Saint-Laurent (1950-2009) et la région Scotia-Fundy (1950-2007), et indices des CPUE pour trois types de pêches commerciales à l'anguille pratiquées dans le sud du golfe du Saint-Laurent (de 1996 à 2009) (de D.K. Cairns, MPO).



Veuillez voir la traduction française ci-dessous :

Quebec = Québec
English River = Rivière English
Western Arm Brook = Ruisseau Western Arm
Montreal = Montréal
Quebec City = Québec
St. Lawrence River = Fleuve Saint-Laurent
USA = É.-U.
Gulf of St. Lawrence = Golfe du Saint-Laurent
New Brunswick = Nouveau-Brunswick
Prince Edward Island = Île-du-Prince-Édouard
Nova Scotia = Nouvelle-Écosse
Newfoundland = Terre-Neuve
Northeast Brook (Trepassey) = Ruisseau Northeast (baie des Trépassés)
Conne River = Rivière Conne
Highlands River = Rivière Highlands
National Freshwater Biogeographic Zones = Zones biogéographiques nationales d'eau douce
NFBZ8 Atlantic Islands = ZBNED 8 – Îles de l'Atlantique
NFBZ2 Eastern Arctic = ZBNED 2 – Arctique de l'Est
Data site = Station de collecte de données
Records = Cas répertoriés
Native = Indigène
None = Aucun
Native record limit following the English River watershed (approx.) = La limite de la zone où l'anguille est considérée comme indigène suit le bassin versant de la rivière English (de façon approximative).

Figure 20. Stations de collecte de données sur l'anguille d'Amérique à l'intérieur des ZBNED 8 (îles de l'Atlantique) et ZBNED 2 (Arctique de l'Est).

Dans la région Scotia-Fundy, les débarquements déclarés d'anguilles jaunes et argentées atteignaient en moyenne 142 t entre 1997 et 2002 et 103 t entre 2004 et 2007, ce qui représente une diminution de 27 % (figure 19). Une baisse des débarquements pourrait être mal interprétée, si l'on ne tient pas compte des problèmes de sous-déclaration des prises durant la période de 2004 à 2007 (MPO, 2010). Les cas répertoriés après 2007 ne sont pas encore disponibles, et il n'y a aucun indice d'abondance fondé sur les pêches dans la Région des Maritimes du MPO qui permettrait de comparer la situation actuelle à celle dans les années 1980 (MPO, 2010).

Les Aînés micmacs de la zone du lac Bras d'Or croient que le lac ne peut pas soutenir la pêche commerciale, car les récoltes après l'ouverture de la pêche commerciale il y a 10 ans étaient faibles (IPEC, 2004, 2006). Pour protéger la pêche vivrière, les Aînés ont recommandé la fermeture complète de la pêche commerciale (IPEC, 2004 et 2006).

La seule pêche durable aux civelles pigmentées et/ou civelles transparentes d'anguille d'Amérique au Canada est pratiquée dans la région Scotia-Fundy des provinces de l'Atlantique (ZBNED 1). Les débarquements de civelles ont augmenté de 18 % au cours de la période de 2004 à 2007 relativement aux débarquements moyens de la période de 1997 à 2002 (figure 16b). En 1989, les 2 premiers permis de pêche expérimentale visant les civelles ont été délivrés dans le cours inférieur des rivières qui se jettent dans la baie de Fundy, en Nouvelle-Écosse et au Nouveau-Brunswick (Jessop, 1998b). À l'intérieur d'une région géographique donnée, les prises dépendent de l'abondance des civelles, de l'effort de pêche et de la capturabilité des civelles (disponibilité, efficacité de la pêche selon les types d'engins) ainsi que de la répartition des civelles dans l'ensemble de la remonte. En 1996, 7 permis commerciaux ont été délivrés. Aucun nouveau permis n'a été délivré depuis 1998 (Bradford, 2010). Les détenteurs de permis n'ont plus la possibilité de demander une augmentation de 30 % de leur quota (réexaminé annuellement), et il y a eu une diminution générale des quotas de 10 % pour chaque détenteur de permis; le quota par détenteur de permis est maintenant de 900 kg. Un supplément de 100 kg (10 % du quota réduit) peut cependant être demandé si les prises additionnelles sont destinées à l'ensemencement des eaux canadiennes (Bradford, 2010; MPO, 2010).

ZBNED 8 – Îles de l'Atlantique (Terre-Neuve) et ZBNED 2 – Arctique de l'Est (Labrador)

Indices d'abondance des anguilles juvéniles et des anguilles jaunes

Les indices d'abondance indépendants des pêches qui sont disponibles pour Terre-Neuve sont tirés de relevés par pêche électrique visant les Salmonidés. À Terre-Neuve, 2 séries chronologiques par pêche électrique englobent la période allant des années 1980 au milieu ou à la fin des années 1990 : ruisseau Northeast (de 1984 à 1996); rivière Highlands (de 1980 à 1981; de 1993 à 1999) (figure 21). L'abondance des anguilles d'Amérique s'est avérée relativement stable dans le ruisseau Northeast de 1984 à 1990 (figure 21a). Exception faite de 1986, où les anguilles étaient peu

abondantes, les prises moyennes sont allées d'un minimum de 4,5 individus à un maximum de 8 individus par station. Les données pour la période postérieure à 1990, exception faite de 1992, indiquent que les anguilles sont généralement moins abondantes aux stations de pêche électrique. Les prises moyennes d'anguilles réalisées pendant cette période, sauf en 1992, allaient de 1 à 2,8 anguilles par station. Le modèle global de 1984 à 1996 présente une tendance significative à la baisse de l'abondance et un déclin estimé de 88 %. Dans le cas de la rivière Highlands, les données sont discontinues (2 seules années d'échantillonnage au début des années 1980) et indiquent une tendance significative à la baisse de l'abondance, comme c'est le cas dans le ruisseau Northeast; entre 1980 et 1999, cet indice a décliné d'environ 95 % (figure 21b). Des séries chronologiques plus récentes sont disponibles aux barrières de dénombrement des Salmonidés de 2 cours d'eau : la rivière Conne (de 1986 à 2008) et le ruisseau Western Arm (de 1994 à 2008). Ces 2 séries présentent des effectifs variables. Alors que les effectifs annuels moyens pour la période de 2003 à 2008 étaient supérieurs à la moyenne à long terme dans la rivière Conne, l'inverse était vrai pour le ruisseau Western Arm. Aucune de ces 2 tendances n'était statistiquement importante (figure 22).

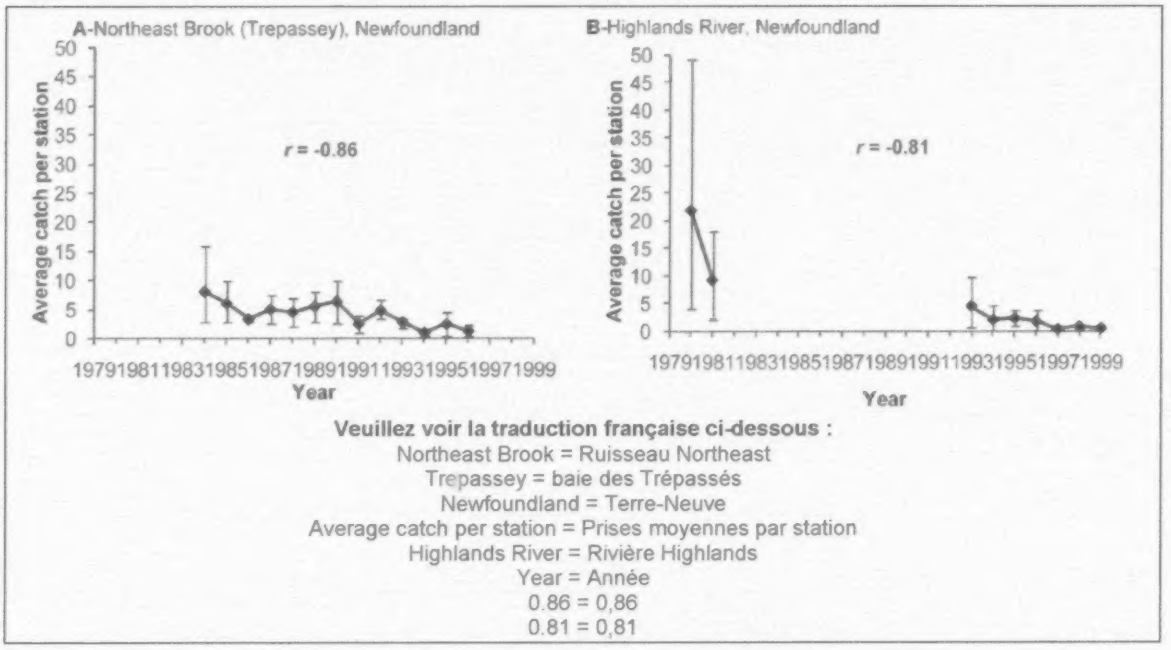


Figure 21. Nombre moyen d'anguilles d'Amérique immatures (stade de l'anguille jaune) prises (intervalles de confiance à ± 95 %) par 100 m² dans 2 rivières de Terre-Neuve, estimé d'après des relevés par pêche électrique (d'après K.D. Clarke, MPO) : A) ruisseau Northeast (de 1984 à 1996) et B) rivière Highlands (de 1980 à 1981; de 1993 à 1999). Les tendances négatives associées aux 2 séries chronologiques sont significatives (p maximum = 0,008).

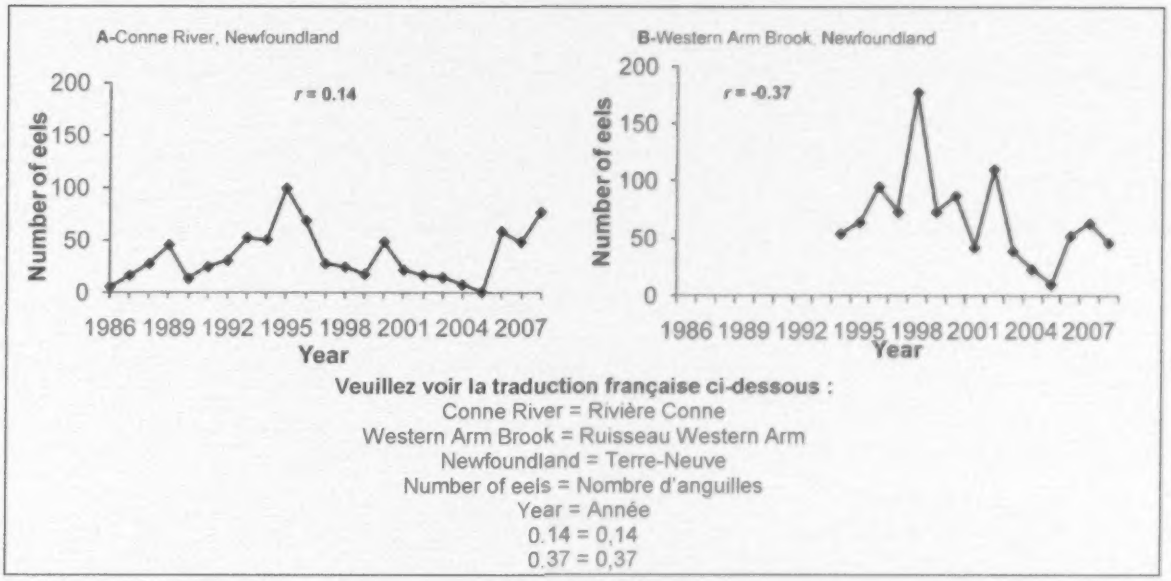


Figure 22. Nombre d'anguilles d'Amérique immatures (stade de l'anguille jaune) comptées aux installations de dénombrement des Salmonidés de Terre-Neuve (K.D. Clarke, MPO) : A) rivière Conne (de 1986 à 2008) et B) ruisseau Western Arm (de 1994 à 2008). Aucune de ces tendances de l'abondance n'est statistiquement significative (p minimum = 0,18).

Au Labrador (ZBNED 2), les données sur les anguilles sont rares. Des relevés par pêche électrique et au verveux ont été effectués dans tout le bassin versant de la rivière English sur 6 ans (de 1999 à 2005). Dans ce bassin, les eaux s'écoulent vers l'est et se jettent dans la baie de Kaipokok. La partie inférieure du bassin est dominée par l'étang de la rivière English (Clarke *et al.*, 2004). Les seules anguilles capturées depuis 1999 (N = 3) se trouvaient dans le tronçon inférieur du réseau en 2004. Cette partie de la rivière se caractérise par des canaux anastomosés créés par des îles et présente une prédominance de substrat de galets et de gravier (Clarke *et al.*, 2004). Dans ce contexte, et bien que des anguilles soient certainement capables d'habiter cette région, et l'habitent dans les faits, elles semblent rares (K.D. Clarke, MPO, comm. pers., 2010). Ces prises, cependant, étendent vers le nord les limites de l'aire de répartition canadienne connue de l'espèce (figures 3 et 20). En effet, la rivière English est à environ 120 km au nord du ruisseau Hamilton et du lac Melville (Scott et Crossman, 1974).

Débarquements

Les débarquements moyens durant la période de 1997 à 2002 étaient de 62 t. Au cours de la période récente de 5 ans (de 2005 à 2009), les débarquements moyens étaient de 59 t, une diminution de 5 % par rapport à la moyenne pour la période de 1997 à 2002 (figure 23). Les débarquements de 33 t en 2009 représentent une réduction de 47 % par rapport à la moyenne de 1997 à 2002. Cette réduction peut être principalement attribuable aux conditions du marché plutôt qu'à l'abondance (MPO, 2010; figure 23). Le prix de l'anguille a connu un sommet en 2007, à environ 2,70 $ la livre, a connu une baisse très nette en 2008 pour atteindre environ 1,70 $ la livre, puis a connu une légère augmentation en 2010, par rapport à 2008 et 2009 (A. Firminger, South Shore Trading Co., comm. pers., 2011).

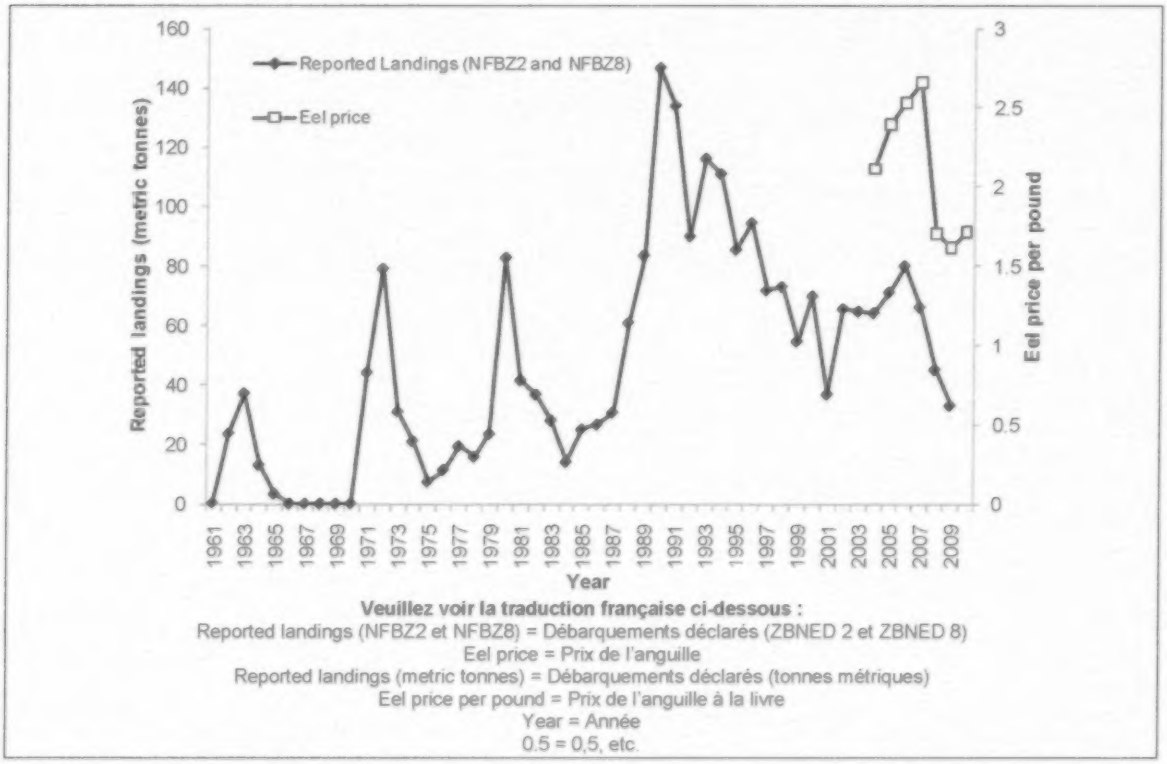


Figure 23. Débarquements déclarés (t) d'anguilles d'Amérique à Terre-Neuve (ZBNED 8) et au Labrador (ZBNED 2) de 1961 à 2009, et prix de l'anguille à Terre-Neuve de 2004 à 2010 (A. Firminger, South Shore Trading).

Toutes les ZBNED

Tous les stades vitaux continentaux de l'anguille d'Amérique sont pêchés dans l'ensemble de l'aire de répartition de l'espèce (figure 24). La récolte nord-américaine totale (Canada – États-Unis; figure 25) a augmenté, passant d'une moyenne de 1 430 t annuellement entre 1950 et 1955 à un sommet sans précédent de 3 145 t en 1979. Au début des années 1990, les récoltes nord-américaines ont commencé à décliner. En 2005, les récoltes d'anguilles ont rapidement chuté à moins de 975 t. En 2009, des débarquements de moins de 600 t ont été rapportés en Amérique du Nord (figure 25). Ce déclin s'est produit malgré le maintien de prix élevés, bien au-dessus de la demande moyenne et forte à long terme des marchés européens et asiatiques (Casselman et Marcogliese, 2007). Les tendances globales des récoltes commerciales en Ontario et au Québec correspondent à celles du Canada et des États-Unis (figures 24 et 25). Il a été démontré qu'il y a eu surpêche pendant un certain temps dans d'autres parties de l'aire de répartition de l'espèce, comme dans la baie du Delaware et dans la baie de Chesapeake (Clark, 2009; Weeder et Uphoff, 2009).

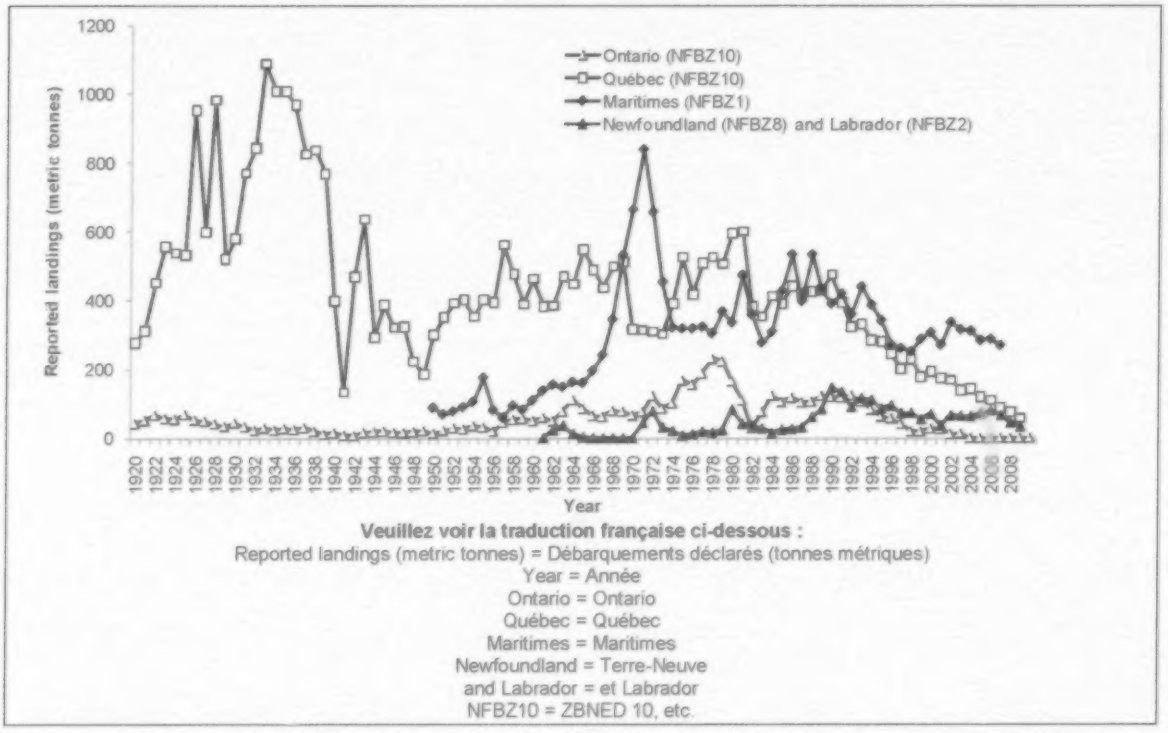


Figure 24. Débarquements déclarés (t) d'anguilles d'Amérique pour chaque ZBNED : Ontario (ZBNED 10; de 1920 à 2009); Québec (ZBNED 10; de 1920 à 2009); Maritimes (ZBNED 1; de 1950 à 2007), Terre-Neuve (ZBNED 8; de 1961 à 2009) et Labrador (ZBNED 2; de 1961 à 2009).

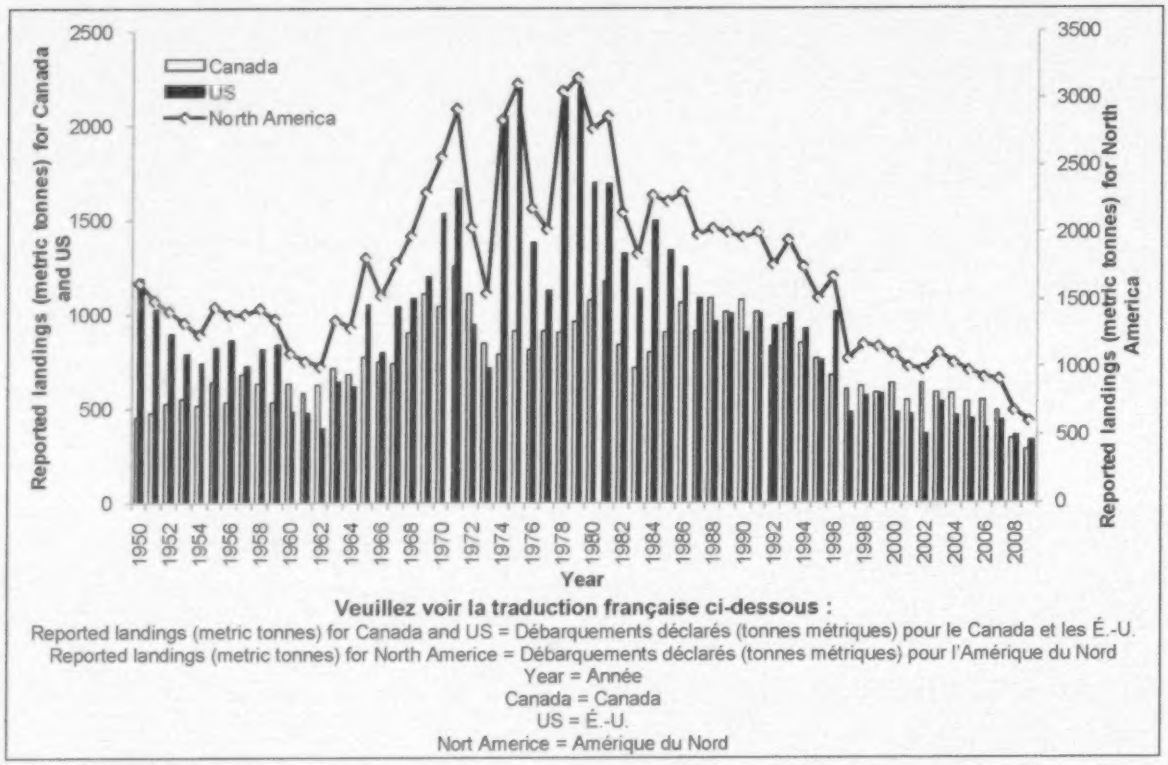


Figure 25. Débarquements déclarés (t) d'anguilles d'Amérique au Canada et aux États-Unis (G. Nesslage, ASMFC) et regroupés pour l'Amérique du Nord (1950 à 2009).

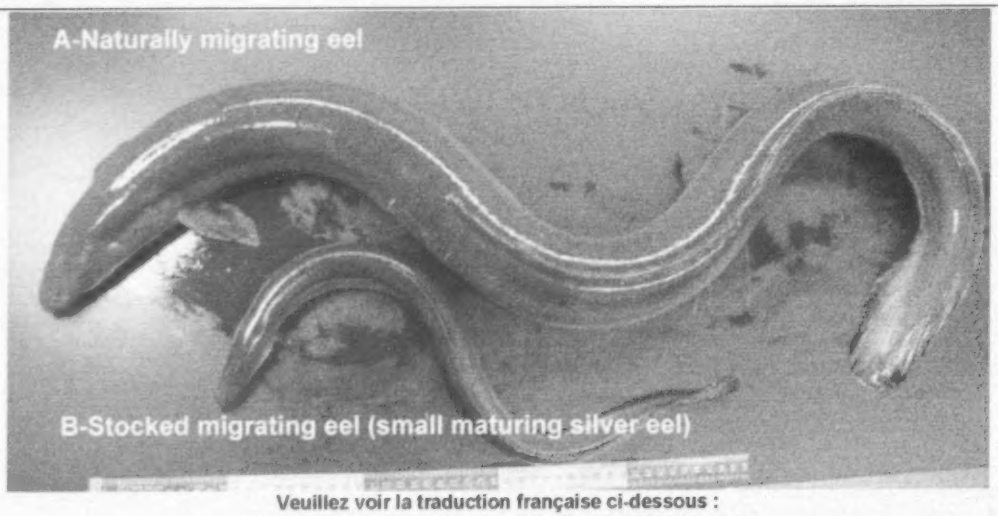


Figure 26. Différence de la longueur totale à maturité entre des anguilles d'Amérique femelles en dévalaison : A) anguille argentée produite naturellement et B) anguille argentée d'ensemencement (G. Verreault, MNRF).

Avec l'objectif d'augmentation des échappées à long terme, une réduction du taux de mortalité, exprimée comme une proportion de poissons tués, a été suggérée comme une mesure appropriée de la performance de l'anguille d'Amérique (MPO, 2010). Pour tout l'est du Canada, la réduction de la mortalité est estimée à 22 % durant la récente période de 5 ans, par rapport à la période de référence de 1997 à 2002 (tableau 5). Le degré de réduction de la mortalité est toutefois non uniforme et concentré dans la ZBNED 10 parce que le changement dans la mortalité absolue (poids) en Ontario et au Québec a atteint -90 % et -53 %, respectivement, alors qu'il n'était que de -27 % dans les Maritimes et de -5 % à Terre-Neuve. Dans la région du golfe, on a rapporté une augmentation de la mortalité absolue (+46 %).

Le taux de mortalité le plus élevé pour le réseau du lac Ontario et du haut du Saint-Laurent (-53 % du taux de mortalité par nombre et -90 % du taux de mortalité absolue par poids) n'est pas dû aux changements dans le taux de mortalité à la turbine, mais à la fermeture de la pêche, au faible nombre de poissons dans ce réseau et à une proportion plus élevée d'anguilles maintenant produites en aval du barrage hydroélectrique Moses-Saunders (MPO, 2010). Dans le cas des autres ZBNED, le taux de mortalité plus faible estimé est dû aux réductions régionales de la pêche. Parce que l'objectif à court terme était de réduire la mortalité des anguilles de toutes les sources de 50 % par rapport à la moyenne de 1997 à 2002, la réduction actuelle de 22 % observée n'a pas atteint l'objectif actuel de gestion.

Les civelles transparentes (et/ou les civelles pigmentées) sont récoltées par les pêcheurs dans la ZBNED 1 et aux États-Unis. Bien que les civelles transparentes prélevées par les pêches canadiennes soient la seule source disponible de civelles transparentes pour les efforts d'ensemencement dans la ZBNED 10, la vaste majorité de la récolte de civelles transparentes canadiennes est exportée, principalement vers l'Asie (Jessop, 1997; ASFMC, 2000; Weeder et Uphoff, 2009).

Sommaire des changements dans l'abondance des anguilles

Si l'on utilise des durées de génération moyennes de 22 ans pour les anguilles en eaux douces et de 9 ans pour les anguilles en eaux salées, et que l'on considère l'année 2011 comme l'année en cours, les 3 dernières générations englobent la période de 1945 à 2011 pour les anguilles en eaux douces et la période de 1984 à 2011 pour les anguilles qui croissent en eaux salées. Neuf séries chronologiques canadiennes et 1 série étatsunienne sont disponibles et permettent la comparaison sur 3 générations (tableau 6). Trois des séries canadiennes concernent des débarquements. Des 5 séries indépendantes des pêches, 3 proviennent de la ZBNED 10 (indices tirés des dénombrements totaux au barrage Moses-Saunders et de la pêche au chalut dans la baie de Quinte; indices tirés de la pêche électrique dans l'est du lac Ontario) et 2 de la ZBNED 1 (indices tirés de la pêche électrique dans les rivières Restigouche et Miramichi). Enfin, l'unique série étatsunienne concerne les débarquements.

Tableau 6. Valeurs moyennes des séries de données sur l'anguille d'Amérique pour les indices d'abondance associés à la période de 3 générations (environ 65 années) par ZBNED. Les séries comprennent des indices scientifiques et des données de débarquement. Trois des séries canadiennes concernent les débarquements, 3 sont des indices de la ZBNED 10 (indices des dénombrements totaux au barrage Moses-Saunders; indices de la pêche au chalut dans la baie de Quinte; indices de la pêche électrique dans l'est du lac Ontario), et 2 proviennent de relevés scientifiques par pêche électrique dans la ZBNED 1 (rivières Restigouche et Miramichi). L'unique série étatsunienne concerne les débarquements. Tous les indices, sauf ceux concernant les débarquements et la pêche expérimentale à Saint-Nicolas, concernent les stades juvéniles du cycle vital.

Paramètre et ZBNED	Années 1950 à 1970		Années 1980		Années 1990		Années 2000		Changement en % des valeurs de 2000		
	Années	Valeur	Années	Valeur	Années	Valeur	Années	Valeur	Par rapport aux années 1950 à 1970	Par rapport aux années 1980	Par rapport aux années 1990
Débarquements (t), Ontario (ZBNED 10)	1970 à 1979	142	1980 à 1989	106	1990 à 1999	75	2000 à 2009	8	-94,5	-92,6	-89,6
Débarquements d'anguilles argentées (t), Québec (ZBNED 10)	1970 à 1979	387	1980 à 1989	421	1990 à 1999	268	2000 à 2009	104	-73,0	-75,3	-61,1
Nombre total au barrage Moses-Saunders (ZBNED 10)	1974 à 1979	726 024	1980 à 1989	608 044	1990 à 1999	41 257	2000 à 2009	11 948	-98,4	-98,0	-71,0
Indice tiré de la pêche au chalut dans la baie de Quinte (ZBNED 10)	1972 à 1979	1,20	1980 à 1989	0,90	1990 à 1999	0,37	2000 à 2009	0,01	-98,8	-98,4	-96,2
Pêche électrique dans le lac Ontario (ZBNED 10)			1984 à 1989	80	1990 à 1999	27	2000 à 2009	2		-94,8	-91,4
Passages totaux au barrage de Beauharnois (ZBNED 10)					1994 à 1999	14 482	2000 à 2009	51 744			257,3
Passages totaux au barrage de Chambly (ZBNED 10)					1998 à 1999	6 780	2000 à 2009	1,280			-81,1
Pêche expérimentale d'automne à Saint-Nicolas (ZBNED 10)	1975 à 1979	295	1980 à 1989	179	1990 à 1999	195	2000 à 2009	210	-28,9	17,0	7,5
Débarquements (t), ZBNED 1, ZBNED 8 et ZBNED 2[A]	1970 à 1979	481	1980 à 1989	450	1990 à 1999	438	2000 à 2007	361	-24,9	-19,7	-17,5
CPUE (pêche commerciale) à l'Île-du-Prince-Édouard (ZBNED 8)					1996 à 1999	0,47	2000 à 2009	0,83			75,2
Densités tirées de la pêche électrique dans la rivière Restigouche (ZBNED 1)	1972 à 1979	0,41	1980 à 1989	0,40	1990 à 1999	0,16	2000 à 2009	1,02	149,2	153,8	537,5
Densités tirées de la pêche électrique dans la rivière Miramichi (ZBNED 1)	1952 à 1979	1,08	1980 à 1989	0,37	1990 à 1999	0,37	2000 à 2009	0,82	-24,1	121,6	121,6
Dénombrements de la pêche électrique ouverte à Naswaak (ZBNED 1)					1991 à 1999	1,18	2000 à 2009	1,30			10,5
Barrière de dénombrement de la rivière Conne (ZBNED 8)			1986 à 1989	23,25	1990 à 1999	40,40	2000 à 2008	32,00			-20,8
Barrière de dénombrement du ruisseau Western Arm (ZBNED 8)					1994 à 1999	89,33	2000 à 2008	52,44			-41,3
Débarquements (t), États-Unis	1970 à 1979	1 589	1980 à 1989	1 291	1990 à 1999	809	2000 à 2009	421	-73,5	-67,4	-48,0

[A]Il n'y a pas de pêche à l'anguille dans la ZBNED 9.

Des 8 séries canadiennes permettant une évaluation du taux de changement (en pourcentage) depuis les années 1950 jusqu'aux années 2000, 7 présentaient des valeurs négatives (de -17,5 à -96,2 %), incluant des données de toutes les régions (tableau 6). Les 4 séries de données de débarquements indiquent un changement négatif. Quatre des 5 indices tirés de relevés sont négatifs. Les comparaisons entre la période des années 1980 aux années 2000 et la période des années 1990 aux années 2000 produisent des résultats inégaux. Sept des 10 séries montrent un changement négatif entre les années 1980 et les années 2000, et 10 des 16 séries montrent un changement négatif entre les années 1990 et les années 2000. La série à long terme la plus fiable est celle des relevés indépendants des pêches réalisés dans le réseau du haut Saint-Laurent et du lac Ontario (ZBNED 10) et dans la partie méridionale du golfe du Saint-Laurent (ZBNED 1; tableau 6). Malgré des changements variant entre les périodes anciennes et récentes pour ces séries, des déclins très prononcés (> 90 %) sont rapportés en Ontario (ZBNED 10). Des déclins sont également rapportés dans la pêcherie expérimentale de Saint-Nicolas (-28,9 %; ZBNED 10). Les 2 séries de données tirées de la pêche électrique dans le sud du golfe (ZBNED 1), toutefois, présentent des indices d'abondance relativement stables (tableau 6). Les données des séries chronologiques plus courtes pour les autres sites au Nouveau-Brunswick, en Nouvelle-Écosse et à Terre-Neuve présentent des valeurs stables après 1995 (Nouveau-Brunswick), des valeurs stables dans certaines régions et des déclins modérés dans d'autres (Terre-Neuve), et des déclins prononcés (Nouvelle-Écosse, figures 18 et 21). Alors que la majorité des indices laissent fortement croire à un déclin constant et prononcé des indices d'abondance des juvéniles et des adultes dans la région du lac Ontario et du haut Saint-Laurent, les tendances dans l'ensemble du reste de l'aire de répartition sont très variables dans le temps et dans l'espace.

Plusieurs facteurs minent la capacité de ces séries d'indiquer les changements dans l'abondance des anguilles d'Amérique. D'abord, certains des relevés par pêche électrique sont conçus pour l'évaluation des Salmonidés et ne représentent vraisemblablement pas les méthodes idéales pour l'évaluation des anguilles, étant donné les différences de taille et d'utilisation de l'habitat entre ces deux taxons. Ensuite, les débarquements constituent un indice de la biomasse minimale, car il est impossible qu'ils dépassent la biomasse. Au-delà de ces facteurs, les débarquements ont une valeur limitée en tant qu'indicateurs de l'abondance. Ils varient selon la réglementation, le prix au kilo (marché), les autres occasions de pêche et d'emploi, et l'efficacité de l'équipement (de Lafontaine *et al.*, 2009b). Les pêches à l'anguille en Amérique du Nord ont été largement touchées par les facteurs relatifs au marché depuis 1970 et par les règlements plus stricts. Quoi qu'il en soit, si l'on utilise l'indice canadien des prix à la consommation, le prix au kilo de l'anguille en dollars indexés a augmenté selon un facteur d'environ 1,8 entre 1980 et 2004 (Cairns *et al.*, 2008), et un déclin prononcé des débarquements a eu lieu malgré le maintien de prix élevés (Casselman et Marcogliese, 2007).

Effet d'une immigration de source externe

Si l'anguille d'Amérique venait à disparaître d'une ou de plusieurs ZBNED au Canada ou à y voir son nombre diminuer considérablement, la possibilité d'immigration de source externe dans une zone donnée dépendrait de la proximité géographique de celle-ci des autres zones ainsi que du statut de l'espèce dans l'ensemble des zones. Dans les conditions actuelles, il est plus probable que l'immigration de source externe dans la région du lac Ontario et du haut Saint-Laurent vienne du reste de l'aire de répartition que le contraire, ou qu'elle vienne de zones étatsuniennes. Inversement, l'immigration de source externe des anguilles dans les parties orientales de l'aire de répartition canadienne est peut-être plus probable en provenance de zones des États-Unis, étant donné le statut relativement peu favorable des anguilles dans la région du lac Ontario et du haut Saint-Laurent et la distributior: plus large des anguilles dans l'ensemble des zones étatsuniennes. Dans toute l'aire de répartition canadienne, l'immigration de source externe de l'anguille d'Amérique peut être envisagée selon les deux scénarios suivants :

1) Les anguilles ont disparu du Canada ou y sont gravement décimées, mais il ne s'est pas produit de modification substantielle chez les individus des États-Unis. Selon ce scénario, de jeunes anguilles de la mer des Sargasses, surtout de lignée étatsunienne, pourraient continuer de coloniser l'ensemble de l'aire de grossissement continentale, y compris l'est du Canada. Des anguilles extérieures viendraient ainsi probablement « à la rescousse » de l'espèce au Canada. On ne sait cependant pas si l'immigration de source externe ramènera les anguilles à des niveaux d'abondance durables. Ou bien, la production d'œufs en mer des Sargasses risque de se trouver fort réduite faute de génitrices ayant grossi au Canada. Le recrutement total des anguillettes au Canada et ailleurs pourrait ainsi être nettement inférieur à la normale, et le recrutement vers les limites de l'aire de répartition pourrait être réduit si la migration est dépendante de la densité.

2) Les anguilles ont disparu tant du Canada que des États-Unis ou y sont gravement décimées. Selon ce scénario, la ponte en mer des Sargasses serait radicalement réduite, et le recrutement des anguillettes tomberait sans doute à des niveaux faibles ou négligeables dans toutes les aires de grossissement, y compris au Canada. L'effet d'une immigration de source externe des anguilles au Canada serait donc limité, particulièrement si la migration dépend de la densité.

Si l'anguille d'Amérique est réellement panmictique, la progéniture des anguilles qui ont grandi et commencé leur maturation en eaux douces canadiennes pourrait coloniser toute l'aire de répartition de l'espèce de façon apparemment aléatoire. Par conséquent, en cas de déclin de l'abondance (grave réduction ou disparition) touchant à la fois les anguilles du Canada et des États-Unis, et toutes proportions gardées, les descendants des anguilles ayant grandi au Canada seraient redistribués aux États-Unis de la même façon que les descendants des individus ayant grandi aux États-Unis

seraient redistribués au Canada. Les résultats obtenus par Bernatchez *et al.* (2011), cependant, suggèrent qu'il n'est peut-être pas possible de rétablir les phénotypes génétiquement contrôlés dans toute l'aire de répartition de l'espèce, surtout ceux qui sont aux limites de l'aire de répartition géographique (par exemple, haut Saint-Laurent et lac Ontario), grâce à la progéniture des anguilles issues de différentes régions d'eau douce (L. Bernatchez, Université Laval, comm. pers., 2010).

Aux États-Unis, Weeder et Uphoff (2009) ont rapporté que les anguilles d'Amérique dans la région de la baie de Chesapeake dépendaient peut-être déjà de l'immigration de source externe des autres régions et qu'il y avait une tendance au déclin (débarquements et abondance) des anguilles aux États-Unis. Par conséquent, le scénario 2 est plus probable, c'est-à-dire que l'immigration de source externe en provenance des États-Unis, bien qu'elle soit possible, serait limitée.

D'après les évaluations faisant suite à l'ensemencement avec des anguilles de l'Est canadien en Ontario, ce procédé comporte des risques. Par exemple, après la translocation, on a trouvé des mâles dans les eaux intérieures, alors qu'historiquement, presque toutes les anguilles dans ces eaux étaient des femelles (Pratt et Threader, 2011). On ne connaît pas les conséquences de cet état de fait, mais elles pourraient être graves parce que, dans le réseau du haut Saint-Laurent et du lac Ontario (ZBNED 10), la proportion originale était de plus de 95 % d'anguilles argentées femelles de grande taille contribuant à une proportion relativement élevée du nombre total d'œufs d'anguille d'Amérique libérés dans l'aire de fraye (Gray et Andrews, 1970; Dolan et Power, 1977; Dutil *et al.*, 1985; Jessop, 1987; Fournier et Caron, 2005; COSEPAC, 2006; MacGregor *et al.*, 2010).

FACTEURS LIMITATIFS ET MENACES

En raison de sa longue longévité, de sa sémelparité et de ses longues migrations, l'anguille d'Amérique est soumise à une série de facteurs de mortalité naturels et anthropiques dans l'ensemble de son aire de répartition. Selon Bonhommeau *et al.* (2008a,b), les effets anthropiques cumulatifs peuvent avoir augmenté la sensibilité de l'anguille d'Amérique aux conditions environnementales. Cela est particulièrement vrai en milieux dulcicoles, où la vulnérabilité aux obstacles à la migration, aux pêches et à la bioaccumulation de contaminants constitue des menaces plus graves qu'en milieux marins (Edeline, 2007; Lamson *et al.*, 2009).

Facteurs limitatifs naturels

L'identification des facteurs et des processus influant sur la mortalité naturelle est fondamentale à la compréhension de la dynamique des populations (Bevacqua *et al.*, 2010). On croit que la productivité et les conditions climatiques dans les zones marines et estuariennes sont des facteurs clés influant sur la survie des anguilles au début du cycle vital. Actuellement, on comprend mal les facteurs spécifiques qui ont des incidences sur la production d'anguilles en eaux douces ou près des rives des

estuaires. Certaines études ont estimé le taux de mortalité quotidien instantané (Z, c'est-à-dire la proportion d'individus mourant à tout moment donné) des anguilles à différents stades juvéniles du cycle vital et ont suggéré des liens avec des caractéristiques environnementales spécifiques. Par exemple, Jessop (2000a) a utilisé les données de dénombrements par filets-trappes pour estimer une valeur Z de 0,0612 dans le cas des civelles pigmentées pénétrant dans la rivière East (à Chester, en Nouvelle-Écosse), valeur considérablement plus élevée que les taux rapportés pour les civelles pigmentées d'anguilles d'Europe (0,0107 et 0,0233; Berg et Jørgensen, 1994, cités dans Jessop, 2000a). Selon Jessop (2000a), le taux apparemment plus élevé de mortalité des civelles pigmentées de la rivière Chester pourrait découler des effets toxiques d'un faible pH dans la rivière, mais cela contredit les expériences menées par Reynolds (2011), qui a démontré que la létalité et la sublétalité chez les civelles pigmentées étaient faibles, voire nulles, lorsque le pH est aussi bas que 4,0. Dans d'autres cas, des estimations des taux de mortalité sont fournies, mais on ne comprend ni la cause de ces taux et de la variation d'un site à un autre ni l'effet sur ces estimations de la mortalité établie d'après les individus marqués. Par exemple, les estimations annuelles du taux de disparition comprennent la mortalité naturelle et l'émigration des adultes, et reposent sur l'hypothèse selon laquelle le recrutement demeure stable au fil du temps. Dans la rivière du Sud-Ouest (ZBNED 9), Verreault (2002) a estimé un taux annuel de disparition de 26,4 % (taux instantané = 0,307) des anguilles âgées de 9 à 17 ans en train d'émigrer. Un modèle démographique laisse voir que 27 % des anguilles qui entrent dans le lac Ontario survivent pour atteindre les eaux libres du golfe du Saint-Laurent en tant qu'anguilles argentées prégénitrices. Un modèle stochastique de table de survie a permis d'estimer un taux de disparition de 22,9 % (taux instantané = 0,26) par an dans une composante non exploitée d'anguilles de l'Île-du-Prince-Édouard (CIEM, 2001).

Récemment, à l'aide des caractéristiques du cycle vital des anguilles d'eau douce établies d'après un échantillonnage dans le sud du golfe du Saint-Laurent (ZBNED 1), Chaput et Cairns (2011) ont estimé que le taux de mortalité instantané des femelles est de l'ordre de 0,08 à 0,10, l'âge moyen à maturité des anguilles argentées femelles étant de 20 ans (Jessop, 2010). Cette évaluation est basée sur les simulations de Monte Carlo utilisant des prédictions de densité faible à haute des équations de Bevacqua *et al.* (2010) pour l'anguille d'Europe. Cette évaluation correspond au taux instantané (0,16 ± 0,06) établi par Morrisson et Secor (2003) dans le fleuve Hudson, avec un taux de disparition annuel correspondant de 15 %.

Les courants côtiers océaniques et régionaux peuvent avoir un effet sur le recrutement régional et local (McCleave, 1993; Castonguay *et al.*, 1994b; Jessop, 1998b). En effet, le changement climatique mondial et les autres changements environnementaux peuvent modifier le système du Gulf Stream en produisant une déviation vers le nord (Castonguay *et al.*, 1994b; Knights, 2003; Miller *et al.*, 2009), ce qui réduit la productivité océanique (Dekker, 1998). Les effets potentiels des courants océaniques sur le recrutement ont été décrits par Friedland *et al.* (2007), Bonhommeau *et al.* (2008a), et Miller *et al.* (2009).

Étant donné la longue durée du stade larvaire (jusqu'à un an), les courants qui faiblissent pourraient interférer avec la dispersion des larves depuis la mer des Sargasses jusqu'aux eaux continentales et accroître ainsi leur mortalité, sous l'effet soit de l'inanition, soit des trajectoires défavorables qui prolongent la durée de la migration océanique (Knights, 2003; Friedland *et al.*, 2007; Bonhommeau *et al.*, 2008a; Miller *et al.*, 2009). Dans les deux cas, il pourrait se produire une réduction du recrutement dans les zones continentales. Bonhommeau *et al.* (2008b) ont démontré que les fluctuations à long terme de la température de la mer ont une plus grande incidence sur le recrutement que la variation de latitude et de force du Gulf Stream. Ils ont constaté une forte corrélation entre la survie des larves d'anguilles et la disponibilité de la nourriture durant les premiers stades vitaux. La diminution de la production primaire par le biais de processus liés au climat aurait donc eu un effet sur le recrutement des populations d'anguilles (Bonhommeau *et al.*, 2008ab). Même si le réchauffement planétaire est préoccupant (Miller *et al.*, 2009), les facteurs anthropiques durant les stades vitaux continentaux doivent être considérés comme des menaces potentielles puisque les déclins de l'anguille d'Amérique ont généralement précédé les changements océanographiques (Friedland *et al.*, 2007).

Menaces liées aux activités humaines

Les anguilles sont sensibles aux conditions environnementales de différents milieux (dulcicole [cours d'eau, lac], estuarien, marin) et peuvent subir l'effet des obstacles à la migration, de la mauvaise qualité de l'eau (pratiques d'utilisation des terres), de la contamination et des pêches. Ces multiples agents de stress ont vraisemblablement des effets cumulatifs. Par exemple, les explications des aînés micmacs du déclin de la pêche à l'anguille à Paq'tnkek (est d'Antigonish, Nouvelle-Écosse) faisaient état d'obstacles à la migration, de contamination chimique, de récolte d'algues, d'introduction d'espèces étrangères, de perte d'habitat à cause de la déforestation, de pratiques agricoles, de déclin de la zostère marine et de surpêche (Prosper, 2002; Prosper et Paulette, 2003a; Davis *et al.*, 2004). En l'absence de passe migratoire, les obstacles (abordés plus en détail ci-dessous) érigés dans les cours d'eau, selon leur position dans le bassin versant, restreignent l'accès aux cours supérieurs des bassins versants et entravent considérablement la dispersion en amont des anguilles juvéniles en eaux douces, ce qui a une incidence négative sur leur abondance et, par conséquent, sur le recrutement (Haro *et al.*, 2000; Larinier *et al.*, 2006; MacGregor *et al.*, 2008, 2009, 2010). Une succession d'obstacles multiples dans un bassin a un effet cumulatif sur la montaison des anguilles juvéniles (Legault et Porcher, 1990, cités dans Dagrève, 2005) et mène à une grave fragmentation de l'habitat, ce qui a des conséquences importantes sur la dynamique des populations en restreignant la dispersion et le recrutement des anguilles (Larnier *et al.*, 2006).

Au cours de la dévalaison, les anguilles rencontrent des obstacles qui empêchent ou retardent les déplacements, et augmentent la mortalité et les blessures sublétales (Couillard *et al.*, 1997). Les turbines des barrages hydroélectriques représentent également un danger, car elles tuent des anguilles lors de la dévalaison précédant la reproduction en plus de réduire l'échappée de géniteurs (McCleave, 2001; CIEM, 2003;

2006; Allen, 2008). La prise des dispositions nécessaires pour assurer un passage sécuritaire vers l'aval des anguilles dans les installations hydroélectriques est rare, et la mortalité dans les turbines des poissons en dévalaison peut être élevée (Larinier et Dartiguelongue, 1989; Travade et Larinier, 1992; Normandeau Associates et Skalski, 2000; Verreault et Dumont 2003). La mortalité par turbinage est directement proportionnelle à la longueur des anguilles et inversement proportionnelle à l'espacement des pales; elle varie également selon le type (Francis, Kaplan ou à hélice) et la taille de la turbine, et les conditions de fonctionnement (débit et efficacité de production d'électricité) (Montén, 1985; Larinier et Dartiguelongue, 1989; Travade et Larinier, 1992). Durant la dévalaison, les nombreuses installations successives dans un bassin versant donné augmenteront également les taux cumulatifs de mortalité et de blessure.

Barrages (fragmentation de l'habitat et mortalité causée par les turbines)

Région du lac Ontario et du Saint-Laurent

ZBNED 10 – Grands Lacs et haut Saint-Laurent (Ontario, et ouest et centre du Québec) et ZBNED 9 – Bas Saint-Laurent (est du Québec)

Au Canada, le bassin versant du Saint-Laurent comprend quelque 8 411 barrages d'au moins 2,5 m de haut (Verreault *et al.*, 2004). Dans l'ensemble, on estime que ces obstacles empêchent, restreignent ou retardent l'accès des anguilles à au moins 12 140 km² d'habitat d'eau douce dans le réseau du fleuve Saint-Laurent et du lac Ontario (profondeur de 10 m ou moins[10]; LaBar et Facey, 1983; Verreault *et al.*, 2004; tableau 7).

Tableau 7. Superficie de l'habitat de grossissement de l'anguille d'Amérique en eaux douces situé en amont de barrages qui empêchent le passage dans le bassin du Saint-Laurent, et potentiel estimé de l'échappée annuelle (adapté de Verreault *et al.* 2004).

Site (sous-bassin versant)	Habitat de grossissement (de 0 à 10 m de profondeur) estimé en amont des barrages (km²)	Échappée annuelle potentielle inutilisée (individus)
Haut Saint-Laurent et lac Ontario	5 800	399 700[A]
Rivière des Outaouais	3 700	255 000
Rivière Richelieu et lac Champlain	1 200	82 700[B]
Autres	1 440	99 200
Tous	12 140	836 600

[A]Accès de nouveau possible en 1974 au barrage Moses-Saunders et en 2002 au barrage de Beauharnois.
[B]Accès de nouveau possible entre 1997 (barrage de Chambly) et 2001 (barrage de Saint-Ours).

[10]D'après une étude récente sur la rivière des Outaouais, sur le lac des Chats (Smith, 2010), les pêcheurs à la ligne locaux ont accidentellement attrapé des anguilles lorsqu'ils pêchaient le doré durant l'été, à des profondeurs aussi élevées que 15 m.

Tableau 8. Sommaire du nombre total estimé d'anguilles d'Amérique d'ensemencement au stade de civelles transparentes et/ou de civelles pigmentées dans les eaux canadiennes. Le programme est actuellement suspendu.

Année	Lac Morin	Rivière Richelieu	Lac Ontario	Canada
1999	40 000			40 000
2005		600 000		600 000
2006		1 000 000	167 000	1 167 000
2007		421 500	437 000	858 500
2008		746 000	2 001 000	2 747 000
2009		0	1 303 000	1 303 000
2010		0	143 000	143 000
Total	**40 000**	**2 767 500**	**4 051 000**	**6 858 500**

Il y a 5 260 barrages dans les seuls bassins versants du Québec qui déversent leur contenu dans le Saint-Laurent (Tremblay *et al.*, 2011). En Ontario, au moins 953 barrages existent dans l'aire de répartition historique de l'anguille, dont 40 sont érigés dans la rivière des Outaouais (MacGregor *et al.*, 2010). Dans ce bassin versant, comme dans la plus grande partie de l'Amérique du Nord, la construction de barrages a augmenté au début des années 1900 et a connu un pic entre 1950 et 1970. Dans l'axe principal du Saint-Laurent, en aval du lac Ontario, se trouvent 2 complexes hydroélectriques. Le barrage Moses-Saunders a été construit en 1959. La construction du barrage de Beauharnois, commencée à la fin des années 1920, a été terminé en 1961 (Verdon et Desrochers, 2003). Les écluses de navigation de ces 2 barrages permettaient le passage vers l'amont, mais une échelle à anguilles permanente a été aménagée à cette fin au barrage Moses-Saunders en 1974; au barrage de Beauharnois, une passe a été en service de 1994 à 1995 et l'est de nouveau depuis 1998. Des échelles à anguilles donnent accès au lac Champlain par la rivière Richelieu à Chambly depuis 1997 et à Saint-Ours depuis 2001.

Une perte très importante d'habitat est survenue à cause des obstacles dans l'aire de répartition de l'anguille d'Amérique (de Lafontaine *et al.*, 2009a; Casselman et Marcogliese, 2010a,b; MacGregor *et al.*, 2010). L'accès entravé aux lacs Ontario et Champlain a causé la contraction de l'aire de répartition et une perte cumulative substantielle de l'accès des anguilles à un habitat de grossissement autrefois productif, en plus de limiter la capacité du réseau du haut Saint-Laurent et du lac Ontario de produire des femelles de grande taille hautement fécondes.

Parce que la mortalité par turbinage est positivement corrélée avec la longueur des anguilles et est inversement proportionnelle à l'espacement des pales, les anguilles femelles de grande taille du réseau du haut Saint-Laurent et du lac Ontario courent un plus grand risque de mortalité par turbinage (Larinier et Dartiguelongue, 1989; Travade et Larinier, 1992; Normandeau Associates et Skalski, 2000; Verreault et Dumont, 2003). Le taux de mortalité des anguilles en cours d'émigration dont la longueur moyenne est de 88 cm a été estimé à 16 % dans le cas d'une roue Francis et à 24 % dans le cas d'une turbine hélice au barrage de Beauharnois (Desrochers, 1995). Chez les anguilles d'une longueur moyenne de 102 cm qui passent par une turbine hélice au barrage Moses-Saunders, on estime le taux de mortalité à 26,4 % (Normandeau Associates et Skalski, 2000). Les anguilles quittant le lac Ontario doivent passer par

ces 2 complexes au cours de leur migration de reproduction. Verreault et Dumont (2003) ont estimé que les anguilles argentées de la ZBNED 10 quittant le lac Ontario subissent une mortalité par turbinage accumulée de 40 % après leur passage à travers le barrage Moses-Saunders et le barrage de Beauharnois. Cette mortalité additionnelle due à ces 2 barrages dans le haut Saint-Laurent représente presque 75 % de la mortalité anthropique qui survient pendant la dévalaison et réduit de 40 % l'échappée annuelle de géniteurs. Les chiffres sur la mortalité par turbinage doivent être considérés comme des valeurs minimales en raison des blessures sublétales qui ne sont pas détectées mais qui réduisent encore le nombre de femelles qui réussiront à atteindre la mer des Sargasses pour y frayer avec succès (Couillard *et al.*, 1997).

Région du golfe du Saint-Laurent et de l'Atlantique

ZBNED 1 – Maritimes (Nouveau-Brunswick, Nouvelle-Écosse, Île-du-Prince-Édouard, et régions du centre et du sud de la Gaspésie, au Québec), ZBNED 8 – Îles atlantiques (Terre-Neuve) et ZBNED 2 – Arctique de l'Est (Labrador)

Dans la portion Scotia-Fundy de la ZBNED 1, de nombreuses rivières sont bloquées par des barrages hydroélectriques, incluant celui de Mactaquac, sur la rivière Saint-Jean. Il existe un seul barrage hydroélectrique dans les bassins versants du golfe du Saint-Laurent qui se trouvent dans les provinces de l'Atlantique. Il y a de nombreux barrages non hydroélectriques de basse chute dans le secteur, surtout à l'Île-du-Prince-Édouard, où l'on trouve environ 800 barrages (MacFarlane, 1999). Ces barrages ne nuisent cependant pas nécessairement aux anguilles parce que celles-ci peuvent fréquemment coioniser leur réservoir, où les proies sont abondantes.

Les CTA des provinces atlantiques (ZBNED 1 et ZBNED 8) laissent croire que les barrages ont occasionné la perte ou le déclin de nombre d'espèces, à cause de leur effet sur la qualité de l'eau et sur le passage des poissons (Regional Aboriginal Species of Concern Working Group, 2008). Les membres de la Première Nation d'Eel River Bar ont rapporté un déclin important de l'anguille d'Amérique après la construction d'un barrage dans la rivière Eel en 1963 (GMRC, 2008a). L'unique échelle à anguilles surveillée des Maritimes se trouve à l'installation hydroélectrique de Morgan Falls, sur la rivière LaHave, sur la côte sud de la Nouvelle-Écosse. L'échelle est en fonction depuis 2002 (R. Bradford, MPO, comm. pers., 2005). On a procédé à une étude sur les migrations des anguilles argentées (N = 25) à une installation hydroélectrique récemment reconstruite sur la rivière Magaguadavic, au Nouveau-Brunswick. Les déplacements vers l'aval de nombreuses anguilles ont été retardés au barrage, et les poissons marqués se sont grandement déplacés dans le réservoir, présumément à la recherche d'une sortie. Les 19 anguilles qui sont entrées dans les turbines sont mortes (Carr et Whoriskey, 2008). Six anguilles ont survécu en traversant le barrage par une chute de contournement pour les poissons (4), en culbutant par-dessus le barrage (1) ou en utilisant une échelle destinée aux poissons en montaison (1). L'efficacité du dispositif de contournement des poissons vers l'aval à ce site pourrait être améliorée grâce à une modification des stratégies de gestion de l'eau (Carr et Whoriskey, 2008).

Le MPO (Région du Golfe) a examiné les ponceaux dans les bassins versants afin de déterminer si la hauteur à laquelle se trouve leur ouverture permettait la migration des poissons et le degré d'incidence sur les poissons. Des projets pilotes sont entrepris dans les bassins versants des rivières Richibucto et Shediac, au Nouveau-Brunswick; de la rivière Mabou, au Cap-Breton; de la rivière Trout, en Nouvelle-Écosse. Pour la rivière Miramichi seulement, environ 100 km² d'habitat a été rétabli grâce à la suppression de ponceaux (Regional Aboriginal Species of Concern Working Group, 2008).

Les données préliminaires sur le nombre et l'emplacement des barrages à Terre-Neuve ont été recueillies grâce aux efforts conjoints du gouvernement de Terre-Neuve-et-Labrador et du MPO. D'après Nicholls (2011), dans le sud du Labrador (limite latitudinale nord de l'aire de répartition de l'anguille d'Amérique), les sources potentielles ayant un impact sur la population d'anguilles sont plusieurs installations municipales d'approvisionnement en eau. Une de ces installations municipales comporte un barrage (Charlottetown), alors que les autres sont des prises d'eau dans les cours d'eau ou les étangs. À Terre-Neuve, il y a 393 sites associés à des sources d'approvisionnement en eau de surface où les anguilles subissent potentiellement un impact. Cela comprend 310 sites différents, certains incluant des barrages et d'autres points de prélèvement d'eau de surface. Dans l'île de Terre-Neuve, on a identifié 234 barrages associés à la production d'hydroélectricité et 81 barrages associés à l'approvisionnement en eau. Un total de 39 barrages d'envergure (au moins 10 m de haut) ont été identifiés à Terre-Neuve par le registre de l'Association canadienne des barrages (2003, cité dans Nicholls, 2011). Il faut mener d'autres travaux pour évaluer la perte d'habitat parce que la plupart des barrages n'ont pas été évalués pour ce qui est de leur effet potentiel sur les anguilles. Par ailleurs, l'on ne sait pas si tous les barrages et/ou tous les systèmes d'approvisionnement en eau ont un effet sur les anguilles ni quelle est l'ampleur de cet effet (E. Hardman, gouvernement de Terre-Neuve-et-Labrador, comm. pers., 2011).

Dégradation de l'habitat

L'utilisation des terres selon des pratiques médiocres (coupe forestière, pratiques agricoles et urbanisation des bassins versants) et la non-protection de zones riveraines sont responsables de la mauvaise qualité de l'eau, de l'érosion et de la sédimentation, tous des facteurs altérant la qualité globale des cours d'eau (Machut *et al.*, 2007). Les sédiments produits à la suite de telles pratiques contiennent également des contaminants, ce qui rend la chair des anguilles moins propice à la consommation et compromet le succès de reproduction (MacGregor *et al.*, 2010).

Les fluctuations des niveaux d'eau peuvent avoir un effet négatif sur les anguilles durant les déplacements ou les migrations, ou sur l'utilisation de l'habitat dans les sites d'hivernage et les zones peu profondes comme les milieux humides et les zones riveraines. La dégradation des sites d'hivernage importants, notamment l'assèchement durant les périodes d'abaissement des niveaux d'eau en hiver, n'a pas été évaluée. L'abaissement du niveau de l'eau des réservoirs en hiver peut également causer l'érosion par la glace et la suppression de la végétation aquatique dans la zone littorale, laquelle est utilisée par les anguilles pour s'abriter et se protéger au cours des autres saisons. On a pu démontrer que, dans la rivière des Outaouais, les régimes de gestion de l'eau qui causent une fluctuation des niveaux d'eau ont une incidence sur la structure des communautés de poissons en supprimant toute la nourriture disponible pour les poissons juvéniles benthivores de la zone littorale, ce qui peut influer sur la croissance et la survie des anguilles (Haxton et Findlay, 2009).

Pêches

Les pêches commerciales, la pêche de subsistance des Autochtones et certaines pêches récréatives existent dans l'est du Canada. Les activités d'exploitation des anguilles sont gérées par 3 régions administratives du MPO dans l'est du Canada (Terre-Neuve-et-Labrador, Maritimes, Golfe) et par les provinces du Québec et de l'Ontario sur leur territoire respectif. Le plan préliminaire de gestion de l'anguille d'Amérique demande une réduction de 50 % de la mortalité anthropique chez cette espèce au Canada (GTSCA, 2009).

Parce que l'anguille d'Amérique est sémelpare, toutes les pêches à l'anguille visent les spécimens prégénésiques (Richkus et Whalen, 1999). Tous les stades vitaux continentaux sont exploités commercialement au Canada. Les pêches ont lieu dans la plupart des milieux, y compris dans les lacs et cours d'eau (eaux douces), les estuaires et les baies (eaux saumâtres et salées). La pêche aux civelles et à l'anguille argentée est strictement limitée dans le temps. Comme le stade de l'anguille jaune peut durer de nombreuses années, les pêches qui la visent peuvent causer une forte mortalité cumulative même si le taux annuel de mortalité par pêche est faible. L'effort de pêche n'est pas uniforme dans l'aire de répartition canadienne de l'anguille d'Amérique. Dans certaines régions, il existe une pêche intensive, et dans d'autres, l'anguille n'est pas exploitée.

Depuis 1992, la pêche à l'anguille est soumise à la Stratégie relative aux pêches autochtones. Les méthodes de récolte en été et en hiver décrites sont celles au harpon, à la canne, au moulinet, au verveux et au casier.

La pêche commerciale canadienne à l'anguille d'Amérique est pratiquée dans les quatre provinces atlantiques (ZBNED 1 et ZBNED 8) et au Québec (ZBNED 9 et ZBNED 10). La province de l'Ontario (ZBNED 10) a fermé sa pêche commerciale en 2004. Dans les eaux canadiennes, les stades jaune et argenté de l'anguille d'Amérique font l'objet d'une pêche commerciale dans le réseau du fleuve Saint-Laurent et des eaux à marée du sud du golfe. Ailleurs dans l'est du Canada, les anguilles ne sont

pêchées que dans une petite partie de leur habitat. Les zones de pêche commerciale du Québec se trouvent dans le Saint-Laurent, en amont et en aval de Montréal, ainsi que dans l'estuaire du Saint-Laurent, où les anguilles argentées sont attrapées lors de leur migration précédant la reproduction. Les anguilles provenant de la ZBNED 9 ne sont pas exploitées, car les pêches québécoises visent les anguilles de la ZBNED 10. La plus grande partie de la pêche commerciale dans les provinces atlantiques a lieu dans le sud du golfe du Saint-Laurent, dans la rivière Saint-Jean au Nouveau-Brunswick, à divers endroits dans les bassins des provinces de l'Atlantique qui se jettent dans l'Atlantique et à divers endroits de Terre-Neuve. La pêche commerciale vise les anguilles jaunes dans les eaux à marées, les eaux côtières et les estuaires. En hiver, la pêche récréative au harpon contribue également à la mortalité anthropique des anguilles jaunes dans le secteur sud du golfe du Saint-Laurent. Dans la région Scotia-Fundy, la pêche à l'anguille se pratique dans les eaux douces et marines, mais nombre de rivières et de milieux côtiers sont inexploités. Au Canada, la pêche aux civelles n'est pratiquée que dans la région Scotia-Fundy et sur le littoral sud de Terre-Neuve. À Terre-Neuve (ZBNED 8) et au Labrador (ZBNED 2), les anguilles jaunes et argentées sont surtout pêchées en rivière, mais les cours d'eau inexploités demeurent nombreux. Il n'y a pas de pêche à l'anguille dans presque toute la péninsule gaspésienne, la plus grande partie des eaux douces se déversant dans le sud du golfe du Saint-Laurent, sur la côte nord du golfe.

Le taux de mortalité par pêche des anguilles jaunes et des anguilles argentées n'est pas bien établi. La mortalité instantanée par pêche a été estimée à 0,5 par an (CIEM, 2001); elle concerne surtout les anguilles jaunes des eaux exploitées de l'Île-du-Prince-Édouard, qui y sont exposées sur plusieurs années. En supposant que les taux de survie ne dépendent pas de la densité, le modèle estime que la pêche dans les eaux exploitées de l'Île-du-Prince-Édouard réduit l'échappée des géniteurs de 90 % par rapport à ce qu'elle serait en l'absence de pêche. En ce qui concerne la pêche à l'anguille argentée dans l'estuaire du Saint-Laurent, des expériences de marquage-recapture ont permis d'estimer les taux d'exploitation à 19 % en 1996, à 24 % en 1997 (Caron *et al.*, 2003) et à 10,5 % en 2010 (B. Verreault, MRNF, comm. pers., 2011).

On pensait historiquement que les prises non déclarées étaient inférieures à 5 % dans le lac Ontario et à 8 % dans l'estuaire du Saint-Laurent (CIEM, 2001). Ces taux sont vraisemblablement moins élevés (ou nuls dans le lac Ontario), étant donné les fermetures (Ontario) et les réductions (Québec) de la pêche. Dans la région Scotia-Fundy, comme les débarquements déclarés sont fortement corrélés à l'effort de pêche, ils ne sont pas considérés comme des indicateurs de l'abondance (R. Bradford, MPO, comm. pers., 2010).

Casselman (2003) et Casselman et Marcogliese (2007) ont décrit les tendances des données sur les prises commerciales d'anguilles aux États-Unis et au Canada (figure 25). Bien qu'il existe des différences temporelles entre les régions quant au début des déclins majeurs des prises, la tendance générale des récoltes commerciales en Ontario correspond à celle du Canada et des États-Unis (Casselman et Marcogliese, 2007). Entre 1950 et 2003, les récoltes commerciales moyennes d'anguilles en Ontario

étaient de 80,1 t, mais ont augmenté de façon substantielle dans les années 1970 jusqu'à une valeur sans précédent de 228,2 t. Cette récolte représente 20 % des débarquements canadiens totaux de cette année-là. Au même moment, les récoltes en Amérique du Nord ont aussi augmenté de façon marquée, en réaction à des prix élevés et à une forte demande, ce qui a suscité des préoccupations quant à leur durabilité. Les récoltes en Ontario ont ensuite considérablement décliné (dans les années 1990), en synchronie avec les déclins prononcés des récoltes de toute l'Amérique du Nord et les déclins des récoltes d'anguilles argentées au Québec (figures 24 et 25), et ce, malgré une augmentation du prix au kilo (Casselman, 2003), lequel dépasse largement la moyenne à long terme (Casselman et Marcogliese, 2007).

Au Canada, la pêche aux civelles vise à la fois les civelles transparentes et les civelles pigmentées qui arrivent et remontent dans les estuaires dans la région Scotia-Fundy (ZBNED 1). Les anguilles sont principalement récoltées sous forme de civelles transparentes et de civelles pigmentées pour l'aquaculture en Asie et, dans une certaine mesure, en Europe, sous forme d'anguilles jaunes comme appât et nourriture, et sous forme d'anguilles argentées comme nourriture (ASFMC, 2000; Weeder et Uphoff, 2009). L'établissement de pêches commerciales aux civelles d'anguille d'Amérique en Amérique du Nord est récent comparativement à celui des pêches à l'anguille d'Europe et à l'anguille japonaise (Jessop, 1997). Les civelles ont d'abord été pêchées aux États-Unis pour être exportées en Asie au début des années 1970; la pêche aux civelles n'a débuté qu'en 1989 au Canada (Jessop 1997). La récolte totale de civelles est passée de 26 kg en 1989 à presque 1,6 t en 1994 (Jessop, 1995), ce qui représenterait une valeur brute annuelle au débarquement d'au plus 1 600 000 $CAN pour les pêches commerciales aux civelles au Canada (Jessop, 1997). Entre 1996 et 1998, Jessop (2000b) a estimé que les pêcheurs de civelles capturaient de 31 à 52 % des civelles arrivant dans la rivière East, à Chester, en Nouvelle-Écosse. De 2004 à 2007, les débarquements de civelles ont augmenté de 18 % par rapport aux débarquements moyens entre 1997 et 2002 (Bradford *et al.*, 2010; figure 16b). Dans la région Scotia-Fundy, le nombre de permis potentiels est strictement limité (N = 9), chaque permis étant associé à une région géographique précise, et la pêche aux civelles n'est habituellement pas permise dans les cours d'eau où la pêche aux anguilles de plus grande taille est permise. Un quota global est établi pour chaque permis, des limites de prises sont établies pour chaque cours d'eau exploitable, et un registre des activités quotidiennes de pêche est exigé. Bien que le quota ait été réduit de 10 % depuis 2005 pour l'ensemencement, il n'a occasionné aucune réduction de la pêche parce que le quota (1 000 kg par permis) déterminé lors de la mise en œuvre est élevé et n'a jamais été atteint. La valeur élevée constante des civelles (p. ex. 2 000 $/kg en 2010) peut encourager la prolifération de pêches illégales, comme celles rapportées aux États-Unis (MacGregor *et al.*, 2008).

Contamination chimique et biologique

Les teneurs en contaminants chez les anguilles dans le réseau du fleuve Saint-Laurent et du lac Ontario sont encore élevées, mais leur effet sur la survie des anguilles, le succès de migration, la reproduction et le recrutement n'est ni bien compris ni quantifié (Castonguay *et al.*, 1994a; Hodson *et al.*, 1994; Couillard *et al.*, 1997). J. Tomie (UNB, comm. pers., 2010) souligne le risque d'exposition potentiel élevé aux contaminants auquel font face les anguilles lorsqu'elles s'enfouissent dans les sédiments pour hiverner.

Il y a lieu d'être très préoccupé, car il a été démontré que les concentrations mesurées de certains contaminants exercent des effets indésirables sur le succès de reproduction des anguilles argentées (CIEM, 2009d). D'après Palstra *et al.* (2006), partout dans le monde, les concentrations de PCB apparentés aux dioxines présentes dans l'environnement sont associées au déclin des populations d'anguilles.

Le déclin de certains contaminants dans le Saint-Laurent au cours des récentes décennies peut signifier que les produits chimiques « anciens » les plus récents, comme les composés fluorés (p. ex. le Teflon, le polytétrafluoroéthylène [PTFE]), les contaminants perfluoroalkylés ou les produits ignifuges bromés, pourraient contribuer à certains des effets toxiques observés (Byer *et al.*, 2010a,b). Au Canada, l'acquisition de connaissances sur les effets des contaminants sur les écosystèmes aquatiques a été freinée en 2005 à cause de la fin de deux programmes sur la toxicologie qui aidaient à suivre l'évolution des contaminants dans le réseau du Saint-Laurent (C. Couillard, MPO, comm. pers., 2010). Lorsque de tels programmes étaient actifs, la forte mortalité estivale des anguilles argentées observée au début des années 1970 dans la partie dulcicole du Saint-Laurent a été attribuée à la toxicité aiguë due aux concentrations élevées de contaminants présents dans l'eau (Dutil, 1984). Les anguilles des affluents de l'estuaire du Saint-Laurent seraient moins contaminées au mirex que celles du lac Ontario (Hodson *et al.*, 1994). Renaud *et al.* (1995) ont cependant relevé une concentration de mirex plus élevée pendant les années 1990 qu'entre 1947 et 1950 dans les affluents pollués du Saint-Laurent (les rivières Saint-François et Sainte-Anne). La détérioration de la qualité de l'habitat, en conséquence, pourrait affecter la survie de l'anguille dans toute son aire de répartition, selon le niveau de pollution. La pollution de l'eau a été soulevée comme l'une des raisons les plus courantes de la rareté des activités de pêche à l'anguille par les Gespe'gewa'gi de la péninsule gaspésienne du Québec et dans le nord du Nouveau-Brunswick (GMRC, 2008ab).

Les teneurs en contaminants relevées dans le lac Ontario ont beaucoup diminué depuis les années 1970 (Luckey *et al.*, 2007), et peu de faits indiquent que ces contaminants produits par l'homme (PCB, DDT, mirex, dieldrine [insecticide], dioxines, furanes, mercure) exercent actuellement des effets sur la reproduction naturelle et la santé du benthos, du plancton et des poissons du lac Ontario, à l'échelle panlacustre. Selon un programme de surveillance du saumon coho (*Oncorhynchus kisutch*) introduit, les concentrations de PCB totaux ont diminué d'un facteur de trois, et le mirex, d'un facteur de deux depuis 1970 (Luckey *et al.*, 2007). En revanche, l'exposition à des

contaminants émergents (nouveaux pesticides, produits pharmaceutiques, alkylphénols, composés ignifuges, etc.) a augmenté au cours des dernières décennies et pourrait avoir une incidence sur la santé et la reproduction des anguilles. Une perturbation endocrinienne et une modification du développement ont été rapportées chez le baret (*Morone americana*) de la région des Grands Lacs inférieurs (Kavanagh *et al.*, 2004). L'observation d'individus intersexués donne à penser que ces poissons ont été exposés à des perturbateurs endocriniens œstrogènes d'origine industrielle ou domestique. Les effets potentiels de ces substances chez l'anguille d'Amérique dans le lac Ontario n'ont pas été étudiés.

L'un des facteurs les plus importants de la dynamique des contaminants dans le lac Ontario est la prolifération croissante des espèces envahissantes (p. ex. moules zébrées et quaggas [*Dreissena* spp.]), car ces espèces modifient tant la composition des communautés des poissons que les flux d'énergie du réseau trophique (Luckey *et al.*, 2007). Ainsi, les changements survenus dans les voies et le devenir des contaminants ont modifié les taux de bioaccumulation dans certaines parties des communautés de poissons, comme le prouvent de récentes pointes des charges de contaminants. Les sources de nourriture des poissons ayant changé, on note des modifications du régime alimentaire et, dans certains cas, la consommation de proies plus contaminées, d'où une élévation des charges corporelles en contaminants (Luckey *et al.*, 2007).

Les anguilles sont particulièrement sensibles à la bioaccumulation de contaminants lipophiles à cause de caractéristiques écologiques et physiologiques spécifiques. En eaux polluées, l'anguille est un organisme fortement bioaccumulateur puisqu'il s'agit d'une espèce benthique longévive présentant un contenu élevé en graisse qui accumule les contaminants lipophiles tels que les PCB (polychlorobiphényles), les pesticides (DDT), les dioxines et les furanes.

Les effets toxiques peuvent se produire tout au long du cycle vital de l'anguille, par exemple durant la croissance, l'argenture, la migration (milieux dulcicoles et marins), le développement de cellules reproductives et le stade larvaire. Les préoccupations concernant les effets des charges en contaminants sur le succès de reproduction et un éventuel déclin des populations ont suscité la réalisation d'un plus grand nombre de recherches sur l'anguille d'Europe. En conséquence, l'on croit que les contaminants sont un facteur important à considérer dans l'explication du déclin de l'anguille d'Europe (Geeraerts et Belpaire, 2010). Le groupe de travail sur l'anguille du Conseil international pour l'exploration de la mer (CIEM) a décrit les risques de détérioration de la qualité biologique des anguilles. Il existe une quantité croissante de preuves de l'effet néfaste de la contamination sur les anguilles (CIEM, 2006, 2007, 2008, 2009d), et deux récents articles décrivent les effets des contaminants sur l'anguille d'Europe (Geeraerts *et al.*, 2010; Elie et Gerard, 2009, cités dans CIEM, 2009d).

La directive-cadre sur l'eau[11] de l'Union européenne (UE) propose l'anguille d'Europe comme modèle pour évaluer le statut chimique parce que les profils des contaminants de l'anguille semblent être une empreinte de la pression exercée sur un site spécifique (Belpaire et Goemans, 2007; Belpaire *et al.*, 2008). Le CIEM (2009d) a cité plusieurs études qui ont révélé que l'anguille d'Europe représente une des espèces de poissons accumulant les plus grandes quantités de contaminants tels que les PCB, les hydrocarbures polycycliques, les pesticides et les métaux lourds. On a trouvé différentes concentrations de contaminants selon la longueur et l'âge des anguilles, ce qui appuie l'hypothèse de la bioaccumulation des PCB (Tapie *et al.*, 2006, cités dans CIEM, 2009d), des composés organochlorés (Bruslé, 1994, cité dans CIEM, 2009d) et du cadmium (Pierron *et al.*, 2007, 2008a,b). En termes d'accumulation à long terme, les charges élevées en contaminants peuvent ne pas être reliées directement au site d'échantillonnage où les anguilles ont été capturées (Ramade, 1989; Tapie *et al.*, 2006; 2009, tous cités dans CIEM, 2009d).

Peu d'études écotoxicologiques ont évalué l'influence des contaminants à différents stades vitaux de l'anguille et leur incidence subséquente sur la qualité des géniteurs. Parmi ce petit nombre d'études, Palstra *et al.* (2006) ont rapporté le transfert des PCB des anguilles argentées femelles aux gonades ainsi qu'une corrélation entre les concentrations accrues de PCB chez les femelles et le temps de survie réduit chez les embryons, des concentrations de plus de 4 ng EQT/kg[12] gonades étant associées à une survie nulle des embryons. De tels effets nuisibles des contaminants (PCB, cadmium, DDT, mirex) sur la fécondité des anguilles, qui compromettent la qualité des œufs, le développement des embryons, le processus d'accumulation de lipides (succès reproducteur) et la consommation d'oxygène durant la migration des géniteurs, ont été soulignés dans le cas de l'anguille d'Europe (Robinet et Feunteun, 2002; Pierron *et al.*, 2008b; Van Ginneken *et al.*, 2005, 2009) et de l'anguille d'Amérique (Hodson *et al.*, 1994; Couillard *et al.*, 1997). Comme les femelles en migration jeûnent (Pankhurst et Sorensen, 1984), les contaminants circulent de nouveau dans leur sang, et les teneurs en produits chimiques des œufs peuvent être encore plus élevées lors de l'éclosion, ce qui accroît la probabilité de toxicité pour les larves (Hodson *et al.*, 1994). Couillard *et al.* (1997) ont utilisé la relation entre la masse corporelle et la concentration tissulaire de mirex pour retracer l'origine des anguilles argentées migrantes capturées dans l'estuaire du Saint-Laurent. On a présumé que les anguilles dont la charge en mirex était élevée provenaient de la région du haut Saint-Laurent et du lac Ontario. Les auteurs ont observé une relation entre le site d'origine des anguilles et la prévalence des lésions pathologiques, en particulier les lésions prénéoplastiques dans le foie indiquant une exposition des anguilles à des contaminants génotoxiques comme les hydrocarbures aromatiques polycycliques du lac Ontario et du haut Saint-Laurent (Couillard *et al.*, 1997). Des lésions néoplastiques du foie ont été rapportées chez le meunier noir du lac Ontario (Hayes *et al.*, 1990).

---

[11] Directive-cadre sur l'eau de l'UE : http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CONSLEG:2000L0060:20090625:FR:HTML

[12] Unités de PCB : quantités d'équivalents toxiques en nanogrammes/kilogramme.

La pollution peut aussi avoir un effet sur le succès reproducteur par le biais d'effets génotypiques. Une corrélation négative significative entre la pollution par les métaux lourds et la variabilité génétique des anguilles a été rapportée par Maes *et al.* (2005). Une variabilité génétique réduite a été observée chez les anguilles fortement contaminées, tout comme une corrélation négative entre le taux de bioaccumulation et le taux d'hétérozygotie multilocus (Maes *et al.*, 2005). La réduction de la variabilité génétique pourrait être associée aux déclins de la taille des populations ou à une réduction de la capacité d'adaptation aux changements environnementaux.

Changements dans la productivité et le réseau trophique

Des changements écologiques profonds sont survenus dans le lac Ontario depuis les années 1970. Les moules zébrées et quaggas ont considérablement altéré la qualité de l'eau et les relations trophiques dans le lac Ontario (Mills *et al.*, 2005). Parce qu'elle touche les espèces proies, la colonisation par la moule zébrée et la moule quagga influe sur les écosystèmes aquatiques du bassin des Grands Lacs. L'une des répercussions les plus profondes est son influence sur la répartition de l'anguille d'Amérique dans le lac Ontario et le Saint-Laurent. Le déclin des prises d'anguilles d'Amérique proches du rivage par pêche électrique dans le lac Ontario pendant le jour est positivement corrélé à l'augmentation de la transparence de l'eau causée par la colonisation par les moules du genre *Dreissena* au début des années 1990 (Casselman, 2003). En augmentant la limpidité de l'eau, l'invasion de moules de la famille des Dreissenidés force les anguilles à fréquenter des eaux plus profondes et aux températures moins appropriées (Casselman, 2003; Mills *et al.*, 2005).

Le gobie à taches noires (*Neogobius melanostomus*), introduit en 1990, est maintenant répandu dans les Grands Lacs et dans l'axe principal du Saint-Laurent (Reyjol *et al.*, 2010; Taraborelli *et al.*, 2010). Il a été démontré que les populations de chabots tachetés (*Cottus bairdi*), de raseux-de-terre noir (*Etheostoma nigrum*) et de fouille-roche (*Percina caprodes*), associées au fond des lacs et des cours d'eau, ont décliné de façon dramatique après la colonisation par le gobie à taches noires dans les Grands Lacs. Les effets négatifs du gobie à taches noires sur ces derniers et d'autres poissons sont probablement liés à son comportement agressif de quête de nourriture ou d'espace, et à une série de caractéristiques biologiques qui améliorent le succès de colonisation, par exemple un régime alimentaire diversifié, des périodes de reproduction multiples et les soins prodigués à la progéniture (Corkum *et al.*, 2004, cités dans Reyjo *et al.*, 2010). Des changements importants dans les voies des nutriments et le transfert des contaminants dans le réseau des Grands Lacs et du Saint-Laurent sont probables (Vanderploeg *et al.*, 2002, cités dans Reyjo *et al.*, 2010).

Parasite introduit : *Anguillicoloides crassus*

Le nématode parasite exotique de la vessie natatoire *Anguillicoloides crassus* est un parasite indigène de l'anguille japonaise (*Anguilla japonica*) qui s'est propagé à partir des importations aquacoles d'Asie (voir par exemple Køie, 1991, cité dans Barse et Secor, 1999). La dispersion de l'*A. crassus* dans les réseaux aquatiques se fait généralement par le biais des déplacements naturels d'hôtes définitifs, intermédiaires et paraténiques infestés. La propagation entre sites éloignés se fait généralement par les anguilles infestées transportées par l'humain (Machut et Limberg, 2008).

En Amérique du Nord, le parasite a d'abord été découvert aux États-Unis. En 1995, le premier signalement confirmé de l'*A. crassus* a été fait à partir d'une seule anguille d'Amérique capturée dans la baie de Winyah, en Caroline du Sud (Fries *et al.*, 1996). Depuis lors, le parasite a été détecté dans des anguilles d'Amérique de différentes localités aux États-Unis, par exemple dans le fleuve Hudson et la baie de Chesapeake (Barse et Secor, 1999; Morrison et Secor, 2003; Machut et Limburg, 2008); en Floride (Barse *et al.*, 2001); au Connecticut et au New Jersey (Sokolowski et Dove, 2006). Au cours de relevés récents, toutes les anguilles examinées provenant de cours d'eau de la Nouvelle-Angleterre, depuis la rivière Pawcatuck (Rhode Island) jusqu'au Massachusetts et jusqu'à la rivière East Machias (Maine) étaient touchées par le parasite, selon un degré de prévalence variable (de 7 à 76 %; Aieta et Oliveira, 2009). Une fois introduit dans les milieux dulcicoles et les estuaires, l'*A. crassus* se propage rapidement chez les anguilles de différentes zones (Machut et Limberg, 2008). En Europe, le degré de prévalence a augmenté de 10 à 50 % en une année (Belpaire *et al.*, 1989; Koops et Hartmann, 1989) et a même pu atteindre 100 % en une année (Kennedy et Fitch, 1990).

De 2002 à 2005, toutes les anguilles examinées dans le cadre de différents programmes étaient exemptes d'*A. crassus* au Canada. Parmi les anguilles juvéniles examinées chaque année en vue d'y déceler des parasites de la vessie natatoire dans le réseau du haut Saint-Laurent et du lac Ontario, les anguilles argentées examinées lors de la dévalaison, et les anguilles examinées avant et durant les efforts d'ensemencement, on n'a détecté des parasites qu'au cours de la dernière année (Barker, 1997; Dumont *et al.*, 2005; J.M. Casselman, Université Queen's; G. Verreault, MRNF, comm. pers. 2010; données inédites du MPO, 2012). Le parasite a d'abord été détecté en 2007 en Nouvelle-Écosse, aussi loin au nord qu'à l'île du Cap-Breton (Rockwell *et al.*, 2009; Campbell *et al.*, 2010). Campbell *et al.* (2010) ont procédé au premier relevé systématique de la présence de l'*A. crassus* dans les provinces de l'Atlantique. L'autopsie de 1 966 anguilles prélevées dans 175 sites distribués dans 63 bassins montre que la répartition du parasite est disjointe et limitée (à 6 bassins). La prévalence générale et l'intensité moyenne (nombre de nématodes par anguille ± écart-type) de l'infestation au sein des 6 bassins étaient faibles : 10,1 % et 2,6 ± 4,1, respectivement.

Les effets de ce parasite sur la viabilité de l'anguille d'Amérique restent toutefois incompris, mais Palstra *et al.* (2007) ont lié l'effondrement de l'anguille d'Europe à la présence de l'*A. crassus* et suggéré que les anguilles argentées migrantes dont la vessie natatoire était gravement touchée ou endommagée ne pouvaient pas atteindre l'aire de fraye. D'après Nagasawa *et al.* (1994, cités dans Rockwell *et al.*, 2009), le parasite occasionne peu ou n'occasionne pas de maladie à son hôte naturel, l'*A. japonica*. Chez les anguilles catadromes autres que l'*A. japonica*, cependant, l'infestation de la vessie natatoire par l'*A. crassus* peut nuire à la survie des anguilles en causant directement un dysfonctionnement de la vessie et en diminuant le niveau d'énergie de l'hôte (Rockwell *et al.*, 2009). Les taux d'infestation sont plus faibles dans les eaux intérieures (Machut et Limburg, 2008), probablement parce que la transmission à partir des hôtes secondaires est réduite (Schmidt *et al.*, 2009).

Les infestations graves peuvent donner lieu à des lésions hémorragiques, à la fibrose ou au collapsus de la vessie natatoire, à l'ulcération cutanée, à la baisse d'appétit et à la réduction de la performance natatoire (Barse et Secor, 1999). Sokolowski et Dove (2006) ont d'abord rapporté la pathogenèse des infestations par l'*A. crassus* chez des anguilles d'Amérique sauvages. Parmi les observations à l'œil nu figuraient l'opacité de la vessie natatoire habituellement translucide et la dilatation des vaisseaux sanguins. La vessie natatoire des anguilles infectées présentait des changements histologiques, et les pathologies régulièrement observées étaient notamment une apparence anormale, des dommages et la destruction de la muqueuse et de la sous-muqueuse, l'hyperplasie de la *lamina propria*, la dilatation des vaisseaux sanguins et l'exposition des vaisseaux sanguins des muqueuses, des infections bactériennes de la sous-muqueuse et de la muqueuse musculaire, la pénétration larvaire des tissus de la vessie natatoire et la migration à travers le *rete mirabile* (réseau admirable) (Sokolowski et Dove, 2006).

Ensemencement d'anguilles

La première expérience d'ensemencement à grande échelle a eu lieu dans la rivière Richelieu, affluent du lac Champlain, en 2005 (Dumont *et al.* 2005). En 2006, les activités d'ensemencement ont été étendues au lac Ontario. De 2005 à 2010, les eaux canadiennes ont été ensemencées avec un total de sept millions de civelles (trois millions dans la rivière Richelieu; quatre millions dans le haut Saint-Laurent et le lac Ontario) (Verreault *et al.*, 2009; Pratt et Mathers, 2011; Pratt et Threader, 2011).

Les initiatives d'ensemencement peuvent être considérées comme une menace potentielle parce que leurs effets sont incertains, que des effets peuvent ne se manifester que des années plus tard et que des effets négatifs de la propagation artificielle des poissons d'ensemencement sur les autres taxons, en particulier sur les Salmonidés, ont été documentés (voir par exemple Araki et Schmidt, 2010). Durant les programmes d'ensemencement, il fallait se demander si les activités contribueront ultimement à l'échappée et au recrutement chez l'espèce ou si les anguilles d'ensemencement formeront un phénotype semblable à celui des anguilles naturellement recrutées qui retournent dans la mer des Sargasses. Ces incertitudes

sont actuellement évaluées dans le cadre d'un programme de surveillance pour évaluer la réponse de l'espèce après l'ensemencement (survie, taux de croissance, densité et rapport des sexes) et déterminer si les caractéristiques des anguilles d'ensemencement diffèrent de celles des recrues naturelles (Verreault *et al.*, 2010; Pratt et Mathers, 2011; Pratt et Threader, 2011). Les résultats de Côté *et al.* (2009) appuient l'hypothèse d'un possible fondement génétique des écarts de croissance et des différences de rapport des sexes entre les anguilles des différentes régions. Cela pourrait sous-entendre que l'ensemencement des régions où l'on ne trouve que des femelles (comme le réseau du haut Saint-Laurent et du lac Ontario) avec des civelles transparentes ou des civelles pigmentées provenant de régions où les proportions de mâles sont variables (Maritimes) peut réduire les proportions de femelles produites dans les eaux ensemencées. Également, si les anguilles dont la croissance est moins rapide tendent à migrer plus loin en amont pour éviter la compétition avec les individus à croissance plus rapide, comme le croient Edeline *et al.* (2007), une telle pratique d'ensemencement pourrait nuire aux anguilles locales restantes (Côté *et al.*, 2009). Ces préoccupations, ainsi que d'autres, ont conduit à la suspension du programme d'ensemencement en Ontario.

Changements climatiques et processus océanographiques

L'abondance des trois espèces d'anguilles de l'hémisphère Nord, soit l'anguille d'Amérique, l'anguille d'Europe et l'anguille japonaise, manifeste des signes de déclin dans des portions importantes des aires de répartition (voir par exemple Knights, 2003; B. Knights, comm. pers. 2012). La synchronicité générale de ces déclins, la nature variable des changements subis par les milieux dulcicoles de ces trois espèces, et le fait que toutes trois dépendent largement de l'habitat océanique pour se reproduire et commencer leur cycle vital donnent à penser que les conditions marines peuvent jouer un rôle clé dans les déclins observés. En fait, des corrélations négatives entre, d'une part, le recrutement des civelles transparentes, et, d'autre part, l'indice de l'oscillation nord-atlantique, la position du Gulf Stream et l'indice de l'El Niño-oscillation australe, ont été établies au cours des dernières décennies (Knights, 2003). La véracité et le fondement biologique de ces corrélations ne sont pas clairs, mais ce dernier peut mettre en cause l'une ou l'autre des influences océanographiques sur la migration et la reproduction des géniteurs, la dispersion des larves ou la survie aux variations de température de l'eau et/ou de disponibilité de la nourriture (Knights, 2003). Seules de plus longues séries chronologiques et de meilleures connaissances sur la reproduction et les premiers stades vitaux de l'anguille d'Amérique dans l'océan pourraient faciliter l'évaluation des effets potentiels des changements climatiques sur l'espèce. Par contraste, Reist *et al.* (2006) ont indiqué que les anguilles de l'Atlantique Nord sont essentiellement des poissons subtropicaux limités dans leur répartition septentrionale par les eaux froides de l'Arctique, et qu'il est concevable que les tendances au réchauffement puissent entraîner la colonisation de nouveaux milieux par les anguilles dans les portions nordiques de leur aire de répartition actuelle.

PROTECTION, STATUTS ET CLASSEMENTS

Statuts et protection juridiques

Le COSEPAC a désigné l'anguille d'Amérique « espèce préoccupante » en avril 2006. Après réexamen du statut, l'espèce a été désignée « menacée » en mai 2012, mais aucune décision d'ajouter ou non l'espèce à l'annexe 1 de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP) n'a été prise par le gouvernement du Canada. Par conséquent, l'espèce n'est actuellement pas protégée par la LEP. L'espèce peut cependant bénéficier d'une protection générale dans l'ensemble du Canada grâce à la *Loi sur les pêches* et à la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* du gouvernement fédéral. Au Québec, les milieux aquatiques sont généralement protégés par la *Loi sur la qualité de l'environnement*. L'habitat des poissons est également protégé par la *Loi sur la conservation et la mise en valeur de la faune* qui, aux termes des articles 128.1 à 128.18, régit les activités qui pourraient modifier les composantes biologiques, physiques et chimiques particulières de l'habitat des poissons.

En Ontario, l'anguille d'Amérique a été inscrite comme « espèce en voie de disparition » et bénéficie de la protection de la *Loi de 2007 sur les espèces en voie de disparition* de l'Ontario (L.O. 2007, ch. 6) depuis le 30 juin 2008. Son habitat sera protégé aux termes des dispositions générales en matière d'habitat de cette loi à compter du 30 juin 2013. Il sera protégé plus tôt si un règlement sur l'habitat de l'espèce est élaboré avant cette date (B. Walpole, MRNO, comm. pers., 2010). En Ontario, aucune pêche commerciale ou récréative n'est permise depuis 2004 et 2005, respectivement.

Au Québec, l'anguille d'Amérique fait partie d'une liste d'espèces qui pourraient être considérées comme étant « menacées » ou « vulnérables » aux termes de la *Loi sur les espèces menacées ou vulnérables* (L.R.Q., ch. E-12.01; octobre 2006; D. Bussières, MRNF, comm. pers., 2010; Caron *et al.*, 2007). À Terre-Neuve-et-Labrador, l'anguille d'Amérique est désignée « vulnérable » (« *vulnerable* »), d'après la liste provinciale de l'*Endangered Species Act* de Terre-Neuve-et-Labrador (Management Plan for the American Eel, mars 2011; S. Pardy Moores, gouvernement de Terre-Neuve-et-Labrador, comm. pers., 2011).

Autres classements

Dans le processus de classification de la situation générale des espèces sauvages au Canada, l'anguille d'Amérique a été désignée (2005) comme étant « en sécurité » dans tout le Canada, mais « sensible » au Québec et à Terre-Neuve-et-Labrador, « possiblement en péril » en Ontario et en Nouvelle-Écosse, et « en sécurité » au Nouveau-Brunswick et à l'Île-du-Prince-Édouard (CCCEP, 2006). À l'Île-du-Prince-Édouard, la province n'a pas classé cette espèce aux termes la *Wildlife Conservation Act* (R. Curley, Department of Environment, Energy and Forestry de l'Île-du-Prince-Édouard, comm. pers., 2010).

Le statut décerné par NatureServe à l'anguille d'Amérique est « apparemment non en péril » à l'échelle mondiale (G4; dernière évaluation en 2006) et nationale (N4; dernière évaluation en 2005) aux États-Unis et au Canada. Les désignations de NatureServe pour l'anguille d'Amérique sont « gravement en péril » (S1?) en Ontario et dans le Dakota du Sud, « en péril » (S2) dans sept États (Illinois, Indiana, Kansas, Ohio, Vermont, Virginie-Occidentale, Wisconsin), « vulnérable » (S3) au Québec et dans sept États (Géorgie, Iowa, Massachusetts, New Hampshire, New York, Oklahoma, Tennessee), « apparemment non en péril » (S4) au Labrador, à l'Île-du-Prince-Édouard et dans cinq États (Arkansas, district de Columbia, Kentucky, Maryland, Caroline du Nord), « non en péril » (S5) au Nouveau-Brunswick, en Nouvelle-Écosse, à Terre-Neuve et dans 11 États (Alabama, Connecticut, Delaware, Louisiane, Maine, Mississippi, New Jersey, Pennsylvanie, Rhode Island, Texas, Virginie), et « espèce vraisemblablement disparue » (SX) au Nouveau-Mexique.

La dernière révision du statut de conservation des poissons d'eau douce et diadromes en péril en Amérique du Nord par Jelks *et al.* (2008) n'incluait pas l'anguille d'Amérique. On a décidé d'exclure l'anguille d'Amérique de la liste principalement parce que l'espèce, bien qu'elle connaisse une diminution, reste l'un des poissons d'eau douce les plus répandus en Amérique du Nord.

L'*Endangered Species Act* administrée par l'USFWS a lancé une révision du statut de l'anguille d'Amérique dans les eaux étatsuniennes en 2004, à la demande de l'Atlantic States Marine Fisheries Commission (ASMFC), au moyen d'une pétition lancée en 2005 pour que l'anguille d'Amérique figure sur l'*Endangered Species Act* du gouvernement fédéral (Watts et Watts, 2004). Dans son examen, l'USFWS a mis l'accent sur les séries chronologiques à court terme relatives à l'abondance des civelles transparentes, plutôt que sur les séries de données à long terme (MacGregor *et al.*, 2008), et conclu que la protection de l'anguille d'Amérique en tant qu'espèce en voie de disparition (« *endangered* ») ou menacée (« *threatened* ») aux termes de l'*Endangered Species Act* n'était pas garantie, d'après la période d'étude de 12 mois de l'USFWS (U.S. Office of the Federal Register, 2007; USFWS, 2007). Par conséquent, l'anguille d'Amérique ne figure pas non plus sur la liste du Species of Concern Program du National Marine Fisheries Service, programme de conservation proactif visant les espèces qui pourraient devenir menacées ou en voie de disparition.

REMERCIEMENTS

La rédactrice du présent rapport de situation tient à remercier les personnes qui lui ont fourni un soutien et des conseils précieux, en particulier les membres du Groupe canadien de travail scientifique sur l'anguille, et les observateurs et participants à la Réunion zonale d'examen par les pairs. J'exprime ma gratitude à C. Côté, D.K. Cairns, G. Verreault, P. Dumont, Y. Mailhot, R. MacGregor, A. Mathers, T. Pratt, D. Stanley, S. Denny, H. Lickers, R. Bradford, G. Veinott, G. Chaput, Y. de Lafontaine, M. Castonguay, L. Bernatchez, K.J. McGrath, J.M. Casselman, J. Caumartin, J. Tomie, M. Feigenbaum, K. Oliveira, L. Lee, K. Taylor et G. Nesslage pour les rapports ou les données qu'ils m'ont fournis. Je remercie aussi F. Caron et N. Mandrak pour leur contribution au rapport précédent. J. Dubois, de la société AECOM, m'a grandement aidée dans la préparation des cartes. Je suis aussi redevable envers D. Hurlbut, qui a compilé de précieuses informations relatives aux connaissances traditionnelles autochtones. La préparation de ce rapport de situation a été financée par Environnement Canada.

EXPERTS CONTACTÉS

Benchetrit, José. Candidat à la maîtrise ès sciences, Département de biologie, pavillon Alexandre-Vachon, local 3203, 1045, avenue de la Médecine, Université Laval, Québec (Québec) G1V 0A6.

Bernatchez, Louis. Chaire de recherche du Canada en génomique et conservation des ressources aquatiques, Département de biologie, Institut de biologie intégrative et des systèmes (IBIS), Université Laval.

Bussières, Dany. Biologiste, ministère des Ressources naturelles et de la Faune (MRNF) du Québec, Direction de l'expertise sur la faune et ses habitats.

Bradford, Rod (Ph.D.). Division de l'écologie des populations, ministère des Pêches et des Océans.

Cairns, David (Ph.D.). Ministère des Pêches et des Océans.

Casselman, J. John M (Ph.D.). Professeur auxiliaire, Queen's University, Department of Biology.

Castonguay, Martin. Chercheur scientifique, chef de la Section de l'évaluation et de la conservation des poissons, Institut Maurice-Lamontagne, Pêches et Océans Canada.

Caumartin, Jean. Hydro-Québec.

Clarke, Keith D. Pêches et Océans Canada, Sciences écologiques, Centre des pêches de l'Atlantique Nord-Ouest.

Couillard, M. Catherine. Pêches et Océans Canada.

Curley, Rosemary. Program Manager, Protected Areas and Biodiversity Conservation Forests, Fish and Wildlife Division, Dept Environment, Energy and Forestry de l'Île-du-Prince-Édouard.

Dionne, Mélanie. Biologiste, Service de la faune aquatique, ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec.

Dodson, Julian J. Directeur par intérim, Département de biologie, Université Laval.

Dumont, Pierre. Biologiste, ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec, Direction de l'aménagement de la faune de Montréal, de Laval et de la Montérégie.

Filion, A. Section de l'évaluation des espèces, Secrétariat du COSEPAC, Division de la conservation et de la gestion des populations, Service canadien de la faune.

Firminger, Amy. South Shore Trading Co. Ltd.

Fitzsimons, John. Biologiste – évaluation de l'habitat des poissons, Pêches et Océans Canada, LGLPSA.

Knights, B. Maître de conférences (à la retraite), University of Westminster, Londres, ROYAUME-UNI.

Lee, Laura. Senior Stock Assessment, North Carolina Division of Marine Fisheries, et Stock Assessment Subcommittee for American Eel et Stock Assessment Subcommittee for River Herring de l'ASMFC.

Lusk, Stewart. Biologiste, Programme des espèces en péril, Direction des poissons et de la faune, ministère des Ressources naturelles du Nouveau-Brunswick.

Mailhot, Yves. Biologiste, Direction de l'expertise de la Mauricie et du Centre-du-Québec, ministère des Ressources Naturelles et de la Faune du Québec.

Mandrak, Nicholas E. (Ph.D.). Laboratoire des Grands Lacs pour les pêches et les sciences aquatiques, Région du Centre et de l'Arctique, Pêches et Océans Canada.

Mathers, Alastair. Ministère des Richesses naturelles de l'Ontario.

Nesslage, Geneviève. Senior Stock Assessment Scientist, Atlantic States Marine Fisheries Commission.

Oliveira, Kenneth (Ph.D.). Professeur agrégé de biologie, Department of Biology, University of Massachusetts Dartmouth.

Pardy Moores, Shelley. Senior Manager – Endangered Species and Biodiversity, Wildlife Division, Department of Environment and Conservation, Government of Newfoundland and Labrador.

Reid, Kevin. Ontario Commercial Fishermen's Association.

Sigouin, Daniel. Garde de parc, spécialiste de la protection des ressources, Parcs Canada.

Taylor, Kate. FMP Coordinator, Atlantic States Marine Fisheries Commission.

Tomie, Jared. Candidat à la maîtrise ès sciences, Canadian Rivers Institute, Department of Biology, University of New Brunswick.

Verreault, Guy. Biologiste, Direction de l'expertise du Bas-Saint-Laurent, ministère des Ressources Naturelles et de la Faune du Québec.

Walpole, Bree (M.Sc.). Biologiste des espèces en péril, Direction des espèces en péril, ministère des Richesses naturelles de l'Ontario.

SOURCES D'INFORMATION

Aarestrup, K., F. Økland, M.M. Hansen, D. Righton, P. Gargan, M. Castonguay, L. Bernatchez, P. Howey, H. Sparholt, M.I. Pedersen et R.S. McKinley. 2009. Oceanic spawning migration of the European Eel (*Anguilla anguilla*), *Science* 325(5948):1660.

Affaires indiennes et du Nord Canada. 2008. R. c. Marshall [Décision de la Cour suprême], disponible à l'adresse : http://www.aadnc-aandc.gc.ca/fra/1100100028614 (consulté le 17 décembre 2010).

Albert, V., B. Jónsson et L. Bernatchez. 2006. Natural hybrids in Atlantic eels (*Anguilla anguilla, A. rostrata*): evidence for successful reproduction and fluctuating abundance in space and time, *Molecular Ecology* 15(7):1903-1916.

Allen, W.A. 2008. The American Eel: Driving a Shift in Power, présentation faite à la Barrier Management Session, A.D. Latornell Conservation Symposium, Alliston (Ontario), 10 p.

Als, T.D., M.M. Hansen, G.E. Maes, M. Castonguay, L. Riemann, K. Aarestrup, P. Munk, H. Sparholt, R. Hanel et L. Bernatchez. 2011. All roads lead to home: Panmixia of European eel in the Sargasso Sea, *Molecular Ecology* 20(7):1333-1346.

Agence Mamu Innu Kaikusseht (AMIK). 2010. Données sur l'anguille d'Amérique recueillies par l'Agence Mamu Innu Kaikusseht (AMIK) dans le cadre du projet « Implication des communautés autochtones dans la protection des espèces marines en péril » en 2009 et 2010.

Aieta, A.E., et K. Oliveira. 2009. Distribution, prevalence, and intensity of the swim bladder parasite *Anguillicola crassus* in New England and eastern Canada, *Diseases of Aquatic Organisms* 84(3):229-235.

Aoyama, J., M. Nishida et K. Tsukamoto. 2001. Molecular phylogeny and evolution of the Freshwater Eels, Genus *Anguilla*, *Molecular Phylogenetics and Evolution* 20(3):450-459.

Arai, T., A. Kotake., P.M. Lokman, M.J. Miller et K. Tsukamoto. 2004. Evidence of different habitat use by New Zealand freshwater eels *Anguilla australis* and *A. dieffenbachii*, as revealed by otolith microchemistry, *Marine Ecology Progress Series* 266:213-225.

Araki, H., et C. Schmid. 2010. Is hatchery stocking a help or harm?: Evidence, limitations and future directions in ecological and genetic surveys, *Aquaculture* 308(Suppl. 1):S2–S11.

Atlantic States Marine Fisheries Commission (ASMFC). 2000. Fish Management Report No. 36 of the Atlantic State Marine Fisheries Commission, Interstate Fishery Management Plan for American Eel (*Anguilla rostrata*), Atlantic States Marine Fisheries Commission, Washington D.C.

Atlantic States Marine Fisheries Commission (ASMFC). 2006. Stock Assessment Report No. 06-01 of the Atlantic States Marine Fisheries Commission: Terms of References & Advisory Report to the American Eel Stock Assessment Peer Review, janvier 2006, Atlantic States Marine Fisheries Commission, Washington D.C.

Atlantic States Marine Fisheries Commission (ASMFC). 2008. Addendum II to the fishery management plan for American Eel, 7 p., disponible à l'adresse : http://www.asmfc.org/speciesDocuments/eel/fmps/addendum%20II_AmericanEel_FINAL.pdf (consulté le 22 décembre 2010; en anglais seulement).

Atlantic States Marine Fisheries Commission (ASMFC). 2010. 2011 Action Plan, 26 p., disponible à l'adresse : http://www.asmfc.org/ (consulté le 4 janvier 2011; en anglais seulement).

Atlantic Canada Conservation Centre (ACCDC). 2009. Legally Listed Species in the Maritimes Provinces - 2009, disponible à l'adresse : http://accdc.com/SAR/SAR_AtlanticRegion_2009.pdf (consulté le 17 février 2010; en anglais seulement).

Avise, J.C., G.S. Helfman, N.C Saunders et L.S. Hales. 1986. Mitochondrial DNA differentiation in North Atlantic eels: Population genetic consequences of an unusual life history pattern, *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 83(12):4350-4354.

Avise, J.C., W.S. Nelson, J. Arnold, R.K. Koehn, G.C. Williams et V. Thorsteinsson. 1990. The evolutionary genetic status of Icelandic eels, *Evolution* 44(5):1254-1262.

Barbin, G.P., et W.H. Krueger. 1994. Behaviour and swimming performance of elvers of the American Eel, *Anguilla rostrata,* in an experimental flume, *Journal of Fish Biology* 45(1):111-121.

Barbin, G.P., et J.D. McCleave. 1997. Fecundity of the American Eel *Anguilla rostrata* at 45° N in Maine, U.S.A, *Journal of Fish Biology* 51(4):840-847.

Bardonnet, A., et P. Riera. 2005. Feeding of glass eels (*Anguilla anguilla*) in the course of their estuarine migration: new insights from stable isotope analysis, *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 63(1-2):201-209.

Barker, D.E. 1997. Development of metazoan parasite communities in the American Eel, *Anguilla rostrata*: patterns, processes and applicability as biological tags, thèse de doctorat, Dalhousie University, Halifax (Nouvelle-Écosse).

Barse, A.M., et D.H. Secor. 1999. An exotic Nematode parasite of the American Eel, *Fisheries* 24(2):6-10.

Barse, A.M., S.A. McGuire, M.A. Vinores, L.E. Eierman et J.A. Weeder. 2001. The swimbladder nematode *Anguillicola crassus* in American eels (*Anguilla rostrata)* from middle and upper regions of Chesapeake Bay, *Journal of Parasitology* 87(6):1366-1370.

Belpaire, C., et G. Goemans. 2007. The European Eel *Anguilla anguilla*, a rapporteur of the chemical status for the water framework directive?, *Vie et milieu* 57(4):235-252.

Belpaire, C., G. Goemans, C. Geeraerts, P. Quataert et K. Permentier. 2008. Pollution fingerprints in eels as models for the chemical status of rivers, *CIEM Journal of Marine Science* 65(8):1483-1491.

Bernatchez, L., C. Côté et M. Castonguay. 2011. Genetic structure of the American eel with emphasis on the St. Lawrence River Basin, 2011 Project Completion Report, Great Lakes Fishery Commission, Ann Arbor (Michigan), disponible à l'adresse : http://www.glfc.org/search.php (en anglais seulement).

Bertin, L. 1951. *Les anguilles : variation, croissance, euryhalinité, toxicité, hermaphrodisme juvénille et sexualité, migrations, métamorphoses*, 2e éd., Payot, Paris, 191 p.

Bevacqua, D., P. Melià, G.A. De Leo et M. Gatto. 2010. Intra-specific scaling of natural mortality in fish: the paradigmatic case of the European Eel, *Oecologia* 165(2):333-339, DOI 10.1007/s00442-010-1727-9.

Burgerhout, E., R. Manabe, S.A. Brittijn, J. Aoyama, K. Tsukamoto et G.E.E.J.M. van den Thillart. 2011. Dramatic effect of pop-up satellite tags on eel swimming, *Naturwissenschaften* 98(7):631-634.

Bonhommeau, S., M. Castonguay, E. Rivot, R. Sabatié et O. Le Pape. 2010. The duration of migration of Atlantic *Anguilla* larvae, *Fish and Fisheries* 11(3):289-306.

Bonhommeau, S., O. Le Pape, D. Gascuel, B. Blanke, A.-M. Tréguier, N. Grima, Y. Vermard, M. Castonguay et E. Rivot. 2009. Estimates of the mortality and the duration of the trans-Atlantic migration of European Eel *Anguilla anguilla* leptocephali using a particle tracking model, *Journal of Fish Biology* 74(9):1891-1914.

Bonhommeau, S., E. Chassot, B. Planque, E. Rivot, A.H. Knap et O. Le Pape. 2008a. Impact of climate on eel populations of the Northern Hemisphere, *Marine Ecology Progress Series* 373:71-80.

Bonhommeau, S., E. Chassot et E. Rivot. 2008b. Fluctuations in European Eel (*Anguilla Anguilla*) recruitment resulting from environmental changes in the Sargasso Sea, *Fisheries Oceanography* 17(1):32-44.

Boubée, J.A., C.P. Mitchell, B.L. Chisnall, D.W. West, E.J. Bowman et A. Haro. 2001. Factors regulating the downstream migration of mature eels (*Anguilla* spp.) at Aniwhenua Dam, Bay of Plenty, New Zealand, *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 35(1):121-134, disponible à l'adresse : http://www.tandfonline.com/doi/pdf/10.1080/00288330.2001.9516982 (en anglais seulement).

Bozeman, E.L., G.S. Helfman et T. Richardson. 1985. Population size and home range of American Eels in a Georgia tidal creek, *Transactions of the American Fisheries Society* 114(6):821-825.

Briand, C.D., Fatin, G. Fontenelle et E. Feunteun. 2005. Effect of re-opening of a migratory pathway for eel (*Anguilla anguilla*) at a watershed scale [Effet de la réouverture d'un axe migratoire pour l'anguille (*Anguilla anguilla*, L.) à l'échelle d'un bassin versant], *Bulletin français de la pêche et de la pisciculture* 378-379:67-86 (comprend un résumé en français).

Bradford, R.G, B. Nodding, M. Turner et L. Stevens 2010. Catches, Counts, and Biological Traits of American Eel Elvers In East River-Chester, Nova Scotia: 1996-2010, Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences No. XXXX, xx p. + xx.

Bradford, R.G. 2010. Status of American Eel (*Anguilla rostrata*) in Maritimes Region, Canadian Science Advisory Secretariat Working Paper 2010/xxx.

Byer, J.D., M. Alaee, R.S. Brown, M. Lebeuf, S. Backus, M. Keir, J. Casselman et P.V. Hodson. 2010a. Dioxin related contaminants in Lake Ontario American Eel: a likely cause for their decline?, disponible à l'adresse : http://www.xcdtech.com/dioxin2010/pdf/1459.pdf (consulté le 5 janvier 2011; en anglais seulement).

Byer, J.D., M. Alaee, R.S Brown, M. Lebeuf, S. Trottier, S. Backus, S. Blunt, M. Keir, M. Konefal, G. Pacepavicisu et P.V. Hodson. 2010b. Brominated Flame Retardants in American Eel: a Reason for the Eel's Decline?, 5th International Symposium on Brominated Flame Retardants, Kyoto University, Kyoto (JAPON), disponible à l'adresse : http://www.bfr2010.com/abstract-download/2010/90070.pdf (consulté le 5 janvier 2011; en anglais seulement).

Cairns, D.K., J.C. Shiao, Y. Iizuka, W.-N. Tzeng et C.D. MacPherson. 2004. Movement patterns of American Eels in an impounded watercourse, as indicated by otolith microchemistry, *North American Journal of Fisheries Management* 24(2):452-458.

Cairns, D.K., D.L. Omilusik, P.H., Leblanc, E.G. Atkinson, D.S. Moore et N. McDonald. 2007. American Eel abundance indicators in the southern Gulf of St. Lawrence, Canadian Data Report of Fisheries and Aquatic Sciences 1192, 119 p. (comprend un résumé en français).

Cairns, D.K., V. Tremblay, F. Caron, J.M. Casselman, G. Verreault, B.M. Jessop, Y. de Lafontaine, R.G. Bradford, R. Verdon, P. Dumont, Y. Mailhot, J. Zhu, A. Mathers, K. Oliveira, K. Benhalima, J. Dietrich, J.A. Hallett et M. Lagacé. 2008. American Eel abundance indicators in Canada, Canadian Data Report of Fisheries and Aquatic Sciences 1207. 78 p. (comprend un résumé en français).

Cairns, D.K., D.A. Secor, W.E. Morrison et J.A. Hallett. 2009. Salinity-linked growth in anguillid eels and the paradox of temperate-zone catadromy, *Journal of Fish Biology* 74(9):2094-2114.

Cairns, D.K., D.S. Moore, P.M. Cameron, P.H. Leblanc et C. Breau. 2010. American Eel abundance indicators in the southern Gulf of St. Lawrence: an update [Des indicateurs d'abondance de l'anguille d'Amérique dans le sud du golfe Saint-Laurent: une mise-à-jour], 15 p., Canadian Science Advisory Secretariat Research Document n° 2010/xxx.

Cairns, D.K., J.-D. Dutil, S. Proulx, J.D. Mailhiot, M.-C. Bédard, A. Kervella, L.G. Godfrey, E.M. O'Brien, S.C. Daley, E. Fournier, J.P.N. Tomie et S.C. Courtenay. 2012. An atlas and classification of aquatic habitat on the east coast of Canada, with an evaluation of usage by the American eel, Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences 2986, 103 p.

Campbell, D.M., R.G. Bradford, K.M.M. Jones et D.K. Cone. 2010. Distribution of the invasive swim bladder nematode, *Anguillicoloides crassus*, in American Eels (*Anguilla rostrata*) occupying riverine habitat in New Brunswick and Nova Scotia: 2008-2009, document de travail présenté à la réunion pré-COSEPAC et du processus de consultation scientifique zonal (PCSZ) sur l'anguille, tenue à Ottawa en août et septembre 2010.

Canadian Eel Working Group (CEWG). 2009. American Eel Management Plan, Pêches et Océans Canada, ministère des Richesses naturelles de l'Ontario et ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec, ébauche du 26 février 2009, 39 p.

Caron, F., G. Verreault et E. Rochard. 2003. Estimation of the Population size, exploitation rate, and escapement of silver-phase American Eels in the St. Lawrence watershed, pages 235-242 *in* D.A. Dixon (éd.), Biology, Management, and Protection of Catadromous Eels: proceedings of the First International Symposium, Biology, Management, and Protection of Catadromous Eels, tenu à St. Louis (Missouri), ÉTATS-UNIS, les 21 et 22 août 2000, American Fisheries Society, Bethesda (Maryland), American Fisheries Society Symposium 33.

Caron, F., P. Dumont, Y. Mailhot et G. Verreault. 2006. *État des stocks d'anguille d'Amérique (*Anguilla rostrata*) au Québec en 2004*, 2e éd. rév., ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de la recherche sur la faune, Québec, 34 p.

Caron, F., P. Dumont, Y. Mailhot et G. Verreault. 2007. L'anguille au Québec une situation préoccupante, *Le naturaliste canadien* 131(1):59-66.

Caron, F., D. Fournier, V. Cauchon et I. Thibault. 2009. Travaux de recherche sur l'anguille de la rivière Saint-Jean de 2001 à 2007, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'expertise sur la faune et ses habitats, Service de la faune aquatique, 84 p.

Carr, J.W., et F.G. Whoriskey. 2008. Migration of silver American Eels past a hydroelectric dam and through a coastal zone, *Fisheries Management and Ecology* 15(5-6):393-400.

Casselman, J.M. 2003. Dynamics of resources of the American Eel, *Anguilla rostrata*: declining abundance in the 1990s, pages 255-274, chapitre 18 *in* K. Aida, K. Tsukamoto et K. Yamauchi (éd.), *Eel Biology*, Springer-Verlag, Tokyo.

Casselman, J.M. 2008. Otolith age interpretations of juvenile American Eels ascending the R.H. Saunders Eel Ladder, Moses-Saunders Generating Station, upper St. Lawrence River, 2003-2007, étude réalisée par AFishESci Inc. pour l'Ontario Power Generation par l'entremise du Programme d'intendance pour les espèces en péril de l'Ontario, 13 p. + 5 annexes.

Casselman, J.M., L.A. Marcogliese et P.V. Hodson. 1997. Recruitment index for the upper St. Lawrence River and Lake Ontario eel stock: A re-examination of eel passage at the R.H. Saunders hydroelectric generating station at Cornwall, Ontario, 1974-1995, pages 161-169 *in* R.H. Peterson (éd.), *The American Eel in eastern Canada: stock status and management strategies*, Proceedings of Eel Management Workshop, 13-14 janvier 1997, Québec (Québec), Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences 2196 (comprend un résumé en français).

Casselman, J.M., et L.A. Marcogliese. 2007. Long-term changes in American Eel (*Anguilla rostrata*) commercial harvest and price in relation to declining abundance, rapport final, 94 p. (57 pages de texte + 4 tableaux + 22 figures), préparé pour la Commission des pêcheries des Grands Lacs, le ministère des Richesses naturelles de l'Ontario et le ministère des Pêches et des Océans par AFishESci Inc., Bath (Ontario) K0H 1G0.

Casselman, J.M., et L.A. Marcogliese. 2009. Eel abundance in the upper St. Lawrence River and eastern Lake Ontario quantitative electrofishing index, 2009, octobre 2009, étude réalisée pour le ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, AFishESci Inc., Mallorytown (Ontario), rapport manuscrit, 11 p.

Casselman, J.M., et L.A. Marcogliese. 2010a. Abundance and distribution of American Eels (*Anguilla rostrata*) and other fish in the lower Mississippi and Ottawa Rivers, 2009, as determined by quantitative electrofishing, étude réalisée par AFishESci Inc. en collaboration avec Plenty Canada et Mississippi Valley Conservation pour le Fonds d'intendance des espèces en peril de l'Ontario, qui l'a financée, février 2010, 60 pages + 3 annexes (505 pages).

Casselman, J.M., et L.A. Marcogliese. 2010b. Abundance and distribution of American Eels (*Anguilla rostrata)* and Other Fish in the Ontario Waters of the Upper St. Lawrence River and Charleston Lake, Ganonoque River System 2009, as Determined by Quantitative Electrofishing, étude réalisée par AFishESci Inc. en collaboration avec Plenty Canada et Mississippi Valley Conservation pour le Fonds d'intendance des espèces en peril de l'Ontario, qui l'a financée, mars 2010, 41 pages + 4 annexes (total de 247 pages).

Castonguay, M. 1987. Growth of American and European Eel leptocephali as revealed by otolith microstructure, *Revue canadienne de zoologie* 65(4):875-878 (comprend un résumé en français).

Castonguay, M., et J.D. McCleave. 1987. Vertical distributions, diel and ontogenetic vertical migrations and net avoidance of leptocephali of *Anguilla* and other common species in the Sargasso Sea, *Journal of Plankton Research* 9(1):195-214.

Castonguay, M., P.V. Hodson, C.M. Couillard, M.J. Eckersley, J.-D. Dutil et G. Verreault. 1994a. Why is recruitment of the American Eel, *Anguilla rostrata*, declining in the St. Lawrence River and Gulf?, *Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques* 51(2):479-488 (comprend un résumé en français).

Castonguay, M., P.V. Hodson, C. Moriarty, K.F. Drinkwater et B.M. Jessop. 1994b. Is there a role of ocean environment in American and European Eel decline?, *Fisheries Oceanography* 3(3):197-203.

CCCEP. 2006. Anguille d'Amérique, *in* Espèces sauvages 2005 : Situation générale des espèces au Canada, Conseil canadien de conservation des espèces en péril (CCCEP), disponible à l'adresse : http://www.wildspecies.ca/wildspecies2005/Index.cfm?lang=f&sec=9&gs_id=1124&view=0 (consulté le 13 décembre 2010).

Chaput, G., et D.K. Cairns. 2011. Mortality reference points for the American eel (*Anguilla rostrata*) and an application for evaluating cumulative impacts of anthropogenic activities [Niveaux de référence pour la mortalité de l'anguille d'Amérique (*Anguilla rostrata*) et application pour l'évaluation des répercussions cumulatives des activités anthropogéniques], Secrétariat canadien de consultation scientifique – Document de recherche 2011/053. 32 p. (comprend un résumé en français), disponible à l'adresse : http://www.dfo-mpo.gc.ca/Csas-sccs/publications/resdocs-docrech/2011/2011_053-eng.pdf.

CIEM. 2001. Report of the EIFAC/CIEM working group on eels, document CM 2001/ACFM:03 du Comité consultatif pour la gestion des pêches du Conseil international pour l'exploration de la mer, compte rendu de la réunion tenue du 28 août au 1er septembre 2000 à St. Andrews (Nouveau-Brunswick).

CIEM. 2003. Report of the CIEM/EIFAC Working Group on Eels, Conseil international pour l'exploration de la mer, CIEM CM 2003/ACFN:06, Copenhague, DANEMARK.

CIEM. 2004. Report of the CIEM/EIFAC Working Group on Eels (WGEEL), CIEM CM 2005/I:01, Ref G, ACFM: 184 p.

CIEM. Diadromous Fish Committee. 2005. Report of the CIEM/EIFAC Working Group on Eels (WGEEL), du 22 au 26 novembre 2004, Galway, IRLANDE, CIEM CM 2005/I:01, Ref. G, ACFM, 184 p.

CIEM. 2006. Report on the American Eel (*Anguilla rostrata)* stock and fishery in Canada, 16 p.

CIEM. 2007. Canada: Report on the eel stock and fisheries in Canada, Joint EIFAC/CIEM WGEEL Report 2007:509-524.

CIEM. 2008. Report on the American Eel (*Anguilla rostrata)* stock and fisheries in Canada, 17 p.

CIEM. 2009a. Workshop on Age Reading of European and American Eel (WKAREA), du 20 au 24 avril 2009, Bordeaux, FRANCE, CIEM CM 2009\ACOM:48, 66 p.

CIEM. 2009b. Annex 4: manual for the ageing of Atlantic eel, *in* CIEM Workshop on Age Reading of European and American Eel (WKAREA), du 20 au 24 avril 2009, Bordeaux, FRANCE, CIEM CM 2009:ACOM 48.

CIEM. 2009c. Report of the Study Group on Anguillid Eels in Saline Waters (SGAESAW), du 16 au 18 mars 2009, Sackville, CANADA; du 3 au 5 septembre 2009, Gothenburg, SUÈDE, CIEM CM/DFC:06, 183 p., disponible à l'adresse : http://www.ices.dk/reports/SSGEF/2009/SGAESAW09.pdf (consulté le 23 juin 2011; en anglais seulement).

CIEM. 2009d. Report on the eel stock and fishery in: Canada 2008/'09, 22 p.

CIEM. 2010. Report of the Study Group on International Post-Evaluation on Eels (SGIPEE), du 10 au 12 mai 2010, Vincennes, FRANCE, CIEM CM 2010/SSGEF:20, 42 p.

Cieri, M.D., et J.D. McCleave. 2000. Discrepancies between otoliths of larvae and juveniles of the American Eel: is something fishy happening at metamorphosis, *Journal of Fish Biology* 57(5):1189-1198.

Clark, J.H. 2009. The American Eel fishery in Delaware: recent landings trends and characteristics of the exploited eel population, pages 229-239 *in* J.M. Casselman et D.K. Cairns (éd.), *Eels at the edge: science, status, and conservation concerns*, compte rendu du Symposium international sur l'anguille tenu à Québec (Québec), CANADA, du 11 au 13 août 2003, American Fisheries Society, Bethesda (Maryland), American Fisheries Society Symposium 58.

Clarke, K.D., C.J. Pennell, D.G. Reddin et D. A. Scruton. 2004. Spatial segregation of three anadromous salmonids in a northern Labrador (Canada) river during spawning and overwintering periods, pages 151-159 *in* M. T. Spedicato, G. Lembo et G. Marmulla (éd.), *Aquatic telemetry: advances and applications*, compte rendu de la Cinquième conférence sur la télémétrie dans l'aménagement des pêches en Europe, Ustica, ITALIE, du 9 au 13 juin 2003, FAO/COISPA, Rome.

COSEPAC. 2006. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur l'anguille d'Amérique (*Anguilla rostrata*) au Canada, Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa. x + 80 p. (http://www.registrelep-sararegistry.gc.ca/default_f.cfm).

Côté, C.L., M. Castonguay, G. Verreault et L. Bernatchez. 2009. Differential effects of origin and salinity rearing conditions on growth of glass eels of the American Eel *Anguilla rostrata*: implications for stocking programmes, *Journal of Fish Biology* 74(9):1934-1948.

Couillard, C.M., P.V. Hodson et M. Castonguay. 1997. Correlations between pathological changes and chemical contamination in American Eels, *Anguilla rostrata*, from the St. Lawrence River, *Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques* 54(8):1916-1927 (comprend un résumé en français).

Daemen, E., T. Cross, F. Ollevier et F.A.M. Volckaert. 2001. Analysis of the genetic structure of European Eel (*Anguilla anguilla*) using microsatellite DNA and mtDNA markers, *Marine Biology* 139(4):755-764.

Dagrève, D. 2005. Impact des barrages sur la répartition de deux espèces de migrateurs amphibiotiques en Bretagne : le saumon atlantique (*Salmo salar*) et l'anguille européenne (*Anguilla anguilla*), rapport de stage pour l'obtention du Master professionnel en gestion intégrée des bassins versants, Université de Rennes, 45 p.

Dannewitz, J., G.E. Maes, L. Johansson, H. Wickström, F.A.M. Volckaert et T. Järvi. 2005. Panmixia in the European Eel: a matter of time..., *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 272(1568):1129-1137.

Daverat, F., J. Tomas, M. Lahaye, M. Palmer et P. Elie. 2005. Tracking continental habitat shifts of eels using otolith Sr/Ca ratios: validation and application to the coastal, estuarine and riverine eels of the Gironde-Garonne-Dordogne watershed, *Marine and Freshwater Research* 56(5):619-627.

Daverat, F., K.E. Limburg, I. Thibault, J.C Shiao, J.J. Dodson, F. Caron, W.-N. Tzeng, Y. Iizuka and H. Wickström. 2006. Phenotypic plasticity of habitat use by three temperate eel species *Anguilla anguilla, A. japonica* and *A. rostrata, Marine Ecology Progress Series* 308:231-241.

Davis, A., J. Wagner, K. Prosper et M. J. Paulette. 2004. The Paq'tnkek Mi'kmaq and k'at (American Eel): A case study of cultural relations, meanings, and prospects, *The Canadian Journal of Native Studies* 24(2):359-390 (comprend un résumé en français).

Dekker, W. 1998. Long-term trends in the glass eels immigrating at Den Oever, The Netherlands [Les tendances prolongées d'immigration des civelles à Den Oever, Pays-Bas], *Bulletin français de la pêche et de la pisciculture* 349:199-214 (comprend un résumé en français).

Dekker, W. 2004. Slipping through our hands: population dynamics of the European Eel, thèse de doctorat, Université d'Amsterdam.

Dekker, W. 2008. Coming to grips with the eel stock slip-sliding away, pages 335–355 *in* M.G. Schechter, W. W. Taylor et N.J. Leonard (éd.), *International governance of fisheries ecosystems: learning from the past, finding solutions for the future*, American Fisheries Society, Bethesda (Maryland).

Dekker, W., J.M. Casselman, D.K. Cairns, K. Tsukamoto, D. Jellyman et H. Lickers. 2003. Worldwide decline of eel resources necessitates immediate action – Québec Declaration of Concern, *Fisheries* 28(12):28-30.

De Lafontaine, Y., M. Lagacé, F. Gingras, D. Labonté, F. Marchand et E. Lacroix. 2009a. Decline of the American Eel in the St. Lawrence River: Effects of local hydroclimatic conditions on CPUE indices, pages 207-228 *in* J.M. Casselman et D.K. Cairns (éd.), *Eels at the edge: science, status, and conservation concerns*, compte rendu du Symposium international sur l'anguille tenu à Québec (Québec), CANADA, du 11 au 13 août 2003, American Fisheries Society, Bethesda (Maryland), American Fisheries Society Symposium 58.

De Lafontaine, Y., P. Gagnon et B. Côté. 2009b. Abundance and individual size of American Eel (*Anguilla rostrata*) in the St. Lawrence River over the past four decades, *Hydrobiologia* 647(1):185-198, DOI 10.1007/s10750-009-9850-5, ISSN 0018-8158 (imprimé) 1573-5117 (en ligne).

Denny, S., A. Morris et T. Paul. 2011. Kataq–Mi'kmaq Ecological Knowledge: Bras d'Or Lakes Eels, Unama'ki Institute of Natural Resources, 23 p. http://www.uinr.ca/wp-content/uploads/2012/02/Eel-MEK-WEB.pdf (en anglais seulement).

Desrochers, D. 1995. Suivi de la migration de l'anguille d'Amérique (*Anguilla rostrata*) au complexe Beauharnois – 1994, Milieu et Associés inc. pour le service Milieu naturel, vice-présidence Environnement, Hydro-Québec, 107 p.

Desrochers, D. 2009. Suivi des passes migratoires à anguilles à la centrale de Beauharnois et au barrage de Chambly – 2009, rapport préparé pour Hydro-Québec Environnement-Production par Milieu Inc., 84 p.

Dolan, J.A. 1975. Observations on the ecology of the American Eel, *Anguilla rostrata* (LeSueur), in the Matamek River system, Québec, mémoire de maîtrise, Université de Waterloo, 182 p.

Dolan, J.A., et G. Power. 1977. Sex ratio of American Eels, *Anguilla rostrata*, from the Matamek River System, Québec, with remarks on problems in sexual identification, *Journal of Fisheries Research Board of Canada* 34(2):294-299 (comprend un résumé en français).

Dumont, P., M. LaHaye, J. Leclerc, K. McGrath, R. Verdon, D. Desrochers et G. Verreault. 1997. Caractérisation des captures d'anguille d'Amérique du Richelieu et du lac Saint-François, p. 25-33 *in* M. Bernard et C. Groleau (éd.), Compte-rendu du deuxième atelier sur les pêches commerciales, Duchesnay, du 10 au 12 décembre 1996, Québec, ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction de la faune et des habitats et Direction des affaires régionales.

Dumont, P., M. LaHaye, J. Leclerc et N. Fournier. 1998. Caractérisation des captures d'anguilles d'Amérique dans des pêcheries commerciales de la rivière Richelieu et du lac Saint-François en 1997, p. 97-106 *in* M. Bernard et C. Groleau (éd.), Compte rendu du troisième atelier sur les pêches commerciales, Duchesnay, du 13 au 15 janvier 1998, Québec, ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction de la faune et des habitats et Direction des affaires régionales.

Dumont, P., G. Verreault, G.H. Lizotte et A. Dallaire. 2005. American Eel stocking (*Anguilla rostrata*) in the Upper Richelieu River and Lake Champlain: a fisherman-scientist-manager partnership, Atelier technique visant à chercher des méthodes permettant de fournir un passage en aval sécuritaire pour les anguilles d'Amérique (*Anguilla rostrata*) passé les installations hydroélectriques sur le fleuve Saint-Laurent, tenu du 15 au 18 février à Cornwall (Ontario).

Dumont, P., G. Verreault, A-M Pelletier et Y. Mailhot. 2010. Effet du transfert expérimental d'anguilles (*Anguilla rostrata*) en voie d'argenture du haut Saint-Laurent au lac Saint-Pierre sur leur aptitude à la maturation sexuelle et à la migration : examen des données recueillies en 2008, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, 24 p.

Durif, C. 2003. La migration d'avalaison de l'anguille européenne *Anguilla anguilla:* Caractérisation des fractions dévalantes, phénomène de migration et franchissement d'obstacles, thèse de doctorat, Université Paul Sabatier, Toulouse, 348 p.

Durif, C., S. Dufour et P. Élie. 2005. The silvering process of *Anguilla anguilla*: a new classification from the yellow resident to the silver migrating stage, *Journal of Fish Biology* 66(4):1025-1043.

Dussureault, J., et G. Verreault. 2009. Recapture des anguilles d'Amérique provenant des travaux de capture et de transport de l'Ontario Power Generation dans la pêcherie de l'estuaire du Saint-Laurent en 2009, version préliminaire, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction générale du Bas-Saint-Laurent, Direction régionale de l'aménagement de la faune, 39 p.

Dutil, J.-D. 1984. Electrolyte changes of serum and muscle, and related mortalities in maturing *Anguilla rostrata* migrating down the St. Lawrence Estuary (Canada), *Helgolänger Meeresuntersuchungen* 37(1-4):425-432.

Dutil, J.-D., B. Légaré et C. Desjardins. 1985. Discrimination d'un stock de poisson, l'anguille (*Anguilla rostrata*), basée sur la présence d'un produit chimique de synthèse, le mirex, *Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques* 42(3):455-458.

Dutil, J.-D., M. Besner et S.D. McCormick. 1987. Osmoregulatory and ionoregulatory changes and associated mortalities during the transition of maturing American Eels to a marine environment, pages 175-190 *in* M.J. Dadswell, R.L. Klauda, C.M. Moffitt, R.L. Saunders, R.A. Rulifson et J.E. Cooper (éd.), *Common strategies of anadromous and catadromous fishes*, American Fisheries Society Symposium 1, Maryland.

Dutil, J.-D., A. Giroux, A. Kemp, G. Lavoie et J.P. Dallaire. 1988. Tidal influence on movements and on daily cycle of activity of American Eels, *Transactions of the American Fisheries Society* 17(5):488-494.

Dutil, J.-D., M. Michaud et A. Giroux. 1989. Seasonal and diel patterns of stream invasion by American Eels (*Anguilla rostrata)* in the northern Gulf of St. Lawrence, *Revue canadienne de zoologie* 67(1):182-188 (comprend un résumé en français).

Dutil, J.-D., P. Dumont, D.K. Cairns, P.S. Galbraith, G. Verreault, M. Castonguay et S. Proulx. 2009. *Anguilla rostrata* glass eel migration and recruitment in the estuary and Gulf of St Lawrence, *Journal of Fish Biology* 74(9):1970-1984.

Edeline, E., L. Beaulaton, R. Le Barh et P. Elie. 2007. Dispersal in metamorphosing juvenile eel *Anguilla anguilla*, *Marine Ecology Progress Series* 344:213-218.

Edeline, E. 2007. Adaptive phenotypic plasticity of eel diadromy, *Marine Ecology Progress Series* 341:229–232.

Ege, V. 1939. A revision of the genus *Anguilla* Shaw: A systematic, phylogenetic and geographical study, *Dana Report* 16:1-256.

Élie, P., R. Lecomte-Finiger, I. Cantrelle et I. Charlon. 1982. Définition des limites des différents stades pigmentaires durant la phase civelle d'*Anguilla anguilla* L. (poisson téléostéen anguilliforme), *Vie et milieu* 32(3):149-157.

Energy and Environmental Affairs. 2010. Patrick-Murray Administration Announces Five Grants to Protect Coastal Habitat, disponible à l'adresse : http://www.mass.gov/eea/pr-pre-p2/coastal-habitat-grant.html (consulté le 7 décembre 2010; en anglais seulement).

Facey, D.E., et G.W. Labar. 1981. Biology of American Eels in Lake Champlain, Vermont, *Transactions of the American Fisheries Society* 110(3): 396-402.

Feunteun, E. 2002. Management and restoration of European Eel population (*Anguilla anguilla*): An impossible bargain, *Ecological Engineering* 18(5):575-591.

Feunteun, E., P. Laffaille, T. Robinet, C. Briand, A. Baisez, J.M. Olivier et A. Acou. 2003. A Review of upstream migration and movements in inland waters by anguillid eels: toward a general theory, pages 191-213 *in* K. Aida, K. Tsukamoto et K. Yamauchi (éd.), *Eel biology*, Springer-Verlag, Tokyo.

Ford, T.E., et E. Mercer. 1986. Density, size distribution and home range of American Eels, *Anguilla rostrata*, in a Massachusetts salt marsh, *Environmental Biology of Fishes* 17(4):309-314.

Fournier, D., et F. Caron. 2005. Travaux de recherche sur l'anguille d'Amérique (*Anguilla rostrata*) de la Petite rivière de la Trinité en 2001 et synthèse des travaux de 1999 à 2001, Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de recherche sur la faune, 85 p.

Friedland, K.D., M.J. Miller et B. Knights. 2007. Oceanic changes in the Sargasso Sea and declines in recruitment of the European Eel, *CIEM Journal of Marine Science* 64(3):519-530.

Fries, L.T., D.J. Williams et S.K. Johnson. 1996. Occurrence of *Anguillicola crassus*, an Exotic Parasitic Swim Bladder Nematode of Eels, in the southeastern United States, *Transactions of the American Fisheries Society* 125(5):794-797.

Gagnairie, P.A., E. Normandeau, C. Côté, M.M. Hansen et L. Bernatchez. 2011. The genetic consequences of spatially varying selection in the American eel (*Anguilla rostrata*), *Genetics*, sous presse, 10.1534/genetics.111.134825.

Geeraerts, C., et C. Belpaire. 2010. The effects of contaminants in European Eel: a review, *Ecotoxicology* 19(2):239-266.

George, A.L., B.R. Kuhajda, J.D. Williams, M.A. Cantrell, P.L. Rakes et J.R. Shute. 2009. Guidelines for propagation and translocation for freshwater fish conservation, *Fisheries* 34(11):529-545.

GMCME (Gulf of Maine Council on the Marine Environment). 2007. American Eels: restoring a vanishing resource in the Gulf of Maine, disponible à l'adresse : http://www.wildlife.state.nh.us/marine/marine_PDFs/American_Eels_GulfOfMaine.pdf (en anglais seulement).

GMRC. 2008a. The First Nations Perspective on American Eel population in the Gaspe Peninsula of Quebec and Northern New Brunswick: Traditional Ecological Knowledge and Perceptions of American Eel Habitat in the Gespe'gewa'gi Mi'gmaq District, Gespe'gewaq Mi'gmaq Resource Council, Listuguj (Québec).

GMRC. 2008b. Perceptions of American Eel Habitat in Gespe'gewa'gi, Gespe'gewaq Mi'gmaq Resource Council, Listuguj (Québec).

Goodbrand, L. 2009. Ensuring the future of the American Eel in Atlantic Canada: A community partnership between Parks Canada and Aboriginal communities, Project Summary 2009, Parcs Canada. http://www.speciesatrisk.ca/eel/documents/5756Eel%20project%20summary%202009.pdf (en anglais seulement).

Gray, R.W., et C.W. Andrews. 1970. Sex ratio of the American Eel (*Anguilla rostrata* (LeSueur)) in Newfoundland waters, *Revue canadienne de zoologie* 48(3):483-487 (comprend un résumé en français).

Gray, R.W., et C.W. Andrews. 1971. Age and growth of the American Eel (*Anguilla rostrata* (LeSueur)) in Newfoundland waters, *Revue canadienne de zoologie* 49(1):121-128 (comprend un résumé en français).

Gray Noth, E., R.I.C.C. Francis et D.J. Jellyman. 2008. Factors influencing juvenile eel (*Anguilla* spp.) survival in lowland New Zealand streams, *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 42(2):153–172.

Greig, L., I.J. Parnell et D.R. Marmorek. 2006. Developing an action plan for American Eels in the St. Lawrence River-Lake Ontario Region: Decision Analysis, document préparé par ESSA Technologies Ltd., Richmond Hill (Ontario), pour Hydro-Québec, Pêches et Océans Canada, le ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, l'Ontario Power Generation, et l'US Fish & Wildlife Service, au nom du Passage and Associated Habitat Subcommittee du Groupe canadien de travail scientifique sur l'anguille, 153 p.

Grellier, P., J. Huet et Y. Desaunay. 1991. Stades pigmentaires de la civelle *Anguilla anguilla* (L.) dans les estuaires de la Loire et de la Vilaine, Institut français de recherche pour l'exploitation de la mer, Nantes, IFREMER RIDRV-91.14-RH/Nantes.

Gulf of Maine Council on the Marine Environment. 2007. American Eels: restoring a vanishing resource in the Gulf of Maine, 12 p., disponible à l'adresse : http://www.gulfofmaine.org/council/publications/american_eel_high-res.pdf (consulté le 17 septembre 2010; en anglais seulement).

Hallet, J.A., D.K. Cairns, S. Courtenay et S. Heard. 2010. An estimate of the standing stock of yellow eels in saline waters of the southern Gulf of St. Lawrence, Canadian Science Advisory Secretariat Research Document 2009/xxx.

Hammond, S.D., et S.A Welsh. 2009. Seasonal movements of large yellow American Eels downstream of a hydroelectric dam, Shenandoah River, West Virginia, pages 309-323 *in* J.M. Casselman et D.K. Cairns (éd.), *Eels at the edge: science, status, and conservation concerns*, compte rendu du Symposium international sur l'anguille tenu à Québec (Québec), CANADA, du 11 au 13 août 2003, American Fisheries Society, Bethesda (Maryland), American Fisheries Society Symposium 58.

Haro, A.J. 2003. Downstream migration of silver-phase anguillid eels, pages 215-222 *in* K. Aida, K. Tsukamoto et K. Yamauchi (éd.), *Eel Biology*, Springer-Verlag, Tokyo.

Haro, A.J., et W.H. Krueger. 1988. Pigmentation, size, and migration of elvers (*Anguilla rostrata* (Lesueur)) in a coastal Rhode Island stream, *Revue canadienne de zoologie* 66(11):2528-2533 (comprend un résumé en français).

Haro, A.J., et W.H. Krueger. 1991. Pigmentation, otolith rings, and upstream migration of juvenile American Eels (*Anguilla rostrata*) in a coastal Rhode Island stream, *Revue canadienne de zoologie* 69(3):812-814 (comprend un résumé en français).

Haro, A., W. Richkus, K. Whalen, A. Hoar, W.D. Busch, S. Lary, T. Brush et D. Dixon. 2000. Population decline of the American Eel: implications for research and management, *Fisheries* 25(9):7-16.

Hawkins, C.M. 1995. Environmental habitat quality requirements/guidelines for American Eel *Anguilla rostrata*, document préparé pour la Division de la gestion de l'habitat, ministère des Pêches et des Océans, Région des Maritimes.

Haxton, T.J., et C.S. Findlay 2009. Variation in large-bodied fish community structure and abundance in relation to water management regime in a large regulated river, *Journal of Fish Biology* 74(10).2216-2238.

Hayes, M.A., I.R. Smith, T.H. Rushmore, T.L. Crane, C. Thorn, T.E. Kocal et H.W. Ferguson. 1990. Pathogenesis of skin and liver neoplasms in white suckers from industrially polluted areas in Lake Ontario, *Science of the total environment* 94(1-2):105-123.

Hedger, R.D., J.J. Dodson, D. Hatin, F. Caron et D. Fournier. 2010. River and estuary movements of yellow-stage American Eels *Anguilla rostrata*, using a hydrophone array, *Journal of Fish Biology* 76(6):1294-311.

Helfman, G.S., D.E. Facey, L.S. Hales Jr. et E.L Bozeman Jr. 1987. Reproductive ecology of the American Eel, pages 42-56 *in* M.J. Dadswell, R.L. Klauda, C.M. Moffitt, R.L. Saunders, R.A. Rulifson et J.E. Cooper (éd.), *Common strategies of anadromous and catadromous fishes*, American Fisheries Society Symposium 1, Maryland.

Hodson, P.V., M. Castonguay, C.M. Couillard, C. Desjardins, E. Pelletier et R. McLeod. 1994. Spatial and temporal variations in chemical contamination of American Eels (*Anguilla rostrata*) captured in the estuary of the St. Lawrence River, *Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques* 51(2):464-478 (comprend un résumé en français).

Hurley, D.A. 1972. The American Eel (*Anguilla rostrata*) in eastern Lake Ontario, *Journal de l'Office des recherches sur les pêcheries du Canada* 29(5):535-543 (comprend un résumé en français).

Ibbotson, A., J. Smith, P. Scarlett et M. Aprhamian. 2002. Colonisation of freshwater habitats by the European Eel *Anguilla anguilla*, *Freshwater Biology* 47(9):1696-1706.

Imbert, H., S. De Lavergne, F. Gayou, C. Rigaud et P. Lambert. 2008. Evaluation of relative distance as new descriptor of yellow European Eel spatial distribution, *Ecology of Freshwater Fish* 17(4):520-527.

Ingraham, D.L. 1999. Sex ratios and maturation patterns of the American Eel, *Anguilla rostrata* (LeSueur), in four locations of the Saint John River system, New Brunswick, mémoire de maîtrise, University of New Brunswick, Fredericton.

IPEC. 2004. Bras d'Or Lakes Workshop 2004 Proceedings, Wagmatcook Centre for Culture & Heritage, Wagmatcook (Nouvelle-Écosse), 7-8 octobre 2004, Initiative de planification environnementale conjointe (IPEC), 88 p.

IPEC. 2006. Bras d'Or Lakes Traditional Ecological Knowledge Workshop Proceedings, 3-4 mai 2006, Eskasoni (Nouvelle-Écosse, Initiative de planification environnementale conjointe (IPEC).

Jackman, G., W. M. Larson et V. Ruzicka. 2009. American Eel Passage Enhancement Plan for the Bronx River, Recommendations and Protocols, City of New York, Parks & Recreation, 14 p.

Jelks, H.L., S.J. Walsh, N.M. Burkhead, S.Contreras-Balderas, E. Diaz-Pardo, D.A. Hendrickson, J. Lyons et N.E. Mandrak. 2008. Conservation Status of Imperiled North American Freshwater and Diadromous Fishes, *Fisheries* 33(8):372-407.

Jessop, B.M. 1987. Migrating American Eels in Nova Scotia, *Transactions of the American Fisheries Society* 116(2):161-170.

Jessop, B.M. 1995. Justification for, and status of, American Eel elver fisheries in Scotia-Fundy Region [Justification et état de la pêche de la civelle (anguille d'Amérique) dans la Région de Scotia-Fundy], DFO Atlantic Fisheries Research Document 95/2 (comprend un résumé en français).

Jessop, B.M. 1997. American Eel elvers and their fishery in the Scotia-Fundy area of Atlantic Canada: an overview, pages 134-143 *in* R.H. Peterson (éd.), *The American Eel in eastern Canada: stock status and management strategies*, compte rendu du Eel management workshop, 13 et 14 janvier 1997, Québec (Québec), Rapport technique canadien des sciences halieutiques et aquatiques 2196 (comprend un résumé en français).

Jessop, B.M. 1998a. Geographic and seasonal variation in biological characteristics of American Eel elvers in the Bay of Fundy area and on the Atlantic coast of Nova Scotia, *Revue canadienne de zoologie* 76(12):2172-2185 (comprend un résumé en français).

Jessop, B.M. 1998b. The management of, and fishery for, American Eel elvers in the Maritime Provinces, Canada [La gestion de, et pêche pour, les civelles de l'anguille d'Amérique dans les provinces maritimes du Canada], *Bulletin français de la pêche et de la pisciculture* 349:103-116 (comprend un résumé en français).

Jessop, B.M. 2000a. Estimates of population size and instream mortality rate of American Eel elvers in a Nova Scotia river, *Transactions of the American Fisheries Society* 129(2):514-526.

Jessop, B.M. 2000b. Size, and exploitation rate by dip net fishery, of the run of American Eel, *Anguilla rostrata* (LeSueur), elvers in the East River, Nova Scotia, *Dana* 12:43-57.

Jessop, B.M. 2003a. The run size and biological characteristics of American Eel elvers in the East River, Chester, Nova Scotia, 2000, Rapport technique canadien des sciences halieutiques et aquatiques 2444, 42 p (comprend un résumé en français).

Jessop, B.M. 2003b. Annual variability in the effects of water temperature, discharge, and tidal stage on the migration of American Eel elvers from estuary to river, pages 3-16 *in* D.A. Dixon (éd.), *Biology, Management, and Protection of Catadromous Eels*, compte rendu du First International Symposium, tenu à St. Louis (Missouri), ÉTATS-UNIS, les 21 et 22 août 2000, American Fisheries Society, Bethesda (Maryland), American Fisheries Society Symposium 33.

Jessop, B.M. 2003c. Annual and seasonal variability in the size and biological characteristics of the runs of American Eel elvers to two Nova Scotia rivers, pages 17-36 *in* D.A. Dixon (éd.), *Biology, Management, and Protection of Catadromous Eels*, compte rendu du First International Symposium, tenu à St. Louis (Missouri), ÉTATS-UNIS, les 21 et 22 août 2000, American Fisheries Society, Bethesda (Maryland), American Fisheries Society Symposium 33.

Jessop, B.M., J.C. Shiao, Y. Iizuka et W.-N. Tzeng. 2002. Migratory behaviour and habitat use by American Eels *Anguilla rostrata* as revealed by otolith microchemistry, *Marine Ecology Progress Series* 233:217-229.

Jessop, B.M., J.C. Shiao, Y. Iizuka et W.-N. Tzeng. 2004. Variation in the annual growth, by sex and migration history, of silver American Eels *Anguilla rostrata*, *Marine Ecology Progress Series* 272:231-244.

Jessop, B.M., J.C. Shiao, Y. Iizuka et W.-N. Tzeng. 2006. Migration of juvenile American Eels *Anguilla rostrata* between freshwater and estuary as revealed by otolith microchemistry, *Marine Ecology Progress Series* 310:219-233

Jessop, B.M., J.C. Shiao et Y. Iizuka. 2009. Life history of American Eels from western Newfoundland, *Transactions of the American Fisheries Society* 138(4):861–871.

Jessop, B.M. 2010. Geographic effects on American Eel (*Anguilla rostrata*) life history characteristics and strategies, *Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques* 67:326-346 (comprend un résumé en français).

Kagawa, H., H. Tanaka, H. Ohta, T. Unumat et K. Nomura. 2005. The first success of glass eel production in the world: basic biology on fish reproduction advances new applied technology in aquaculture, *Fish physiology and biochemistry* 31(2-3):193-199.

Kavanagh, R.J., G.C. Balch, Y. Kiparissis, A.J. Niimi, J. Sherry, C. Tinson et C.D. Metcalfe. 2004. Endocrine disruption and altered gonadal development in white perch (*Morone americana*) from the lower Great Lakes region, *Environmental health perspectives* 112(8):898–902.

Kleckner, R.C., et J.D. McCleave. 1982. Entry of migrating American Eel leptocephali into the Gulf stream system, *Helgolänger Meeresuntersuchungen* 35(3):329-339.

Kleckner, R.C., et J.D. McCleave. 1985. Spatial and temporal distribution of American Eel larvae in relation to North Atlantic Ocean current systems, *Dana* 4:67-92.

Kleckner, R.C., et J.D. McCleave. 1988. The northern limit of spawning by Atlantic eels (*Anguilla* spp.) in the Sargasso Sea in relation to thermal fronts and surface water masses, *Journal of Marine Research* 46(3):647-667.

Kleckner, R.C., J.D. McCleave et G.S. Wippelhauser. 1983. Spawning of American Eels, *Anguilla rostrata*, relative to thermal fronts in the Sargasso Sea, *Environmental Biology of Fishes* 9(3-4):289-293.

Knights, B. 2003. A review of the possible impacts of long-term oceanic and climate changes and fishing mortality on recruitment of anguillid eels of the Northern Hemisphere, *Science of the Total Environment* 310(1-3):237-244.

Krueger, W.H., et K. Oliveira. 1997. Sex, size, and gonad morphology of silver American Eels *Anguilla rostrata*, *Copeia* 1997(2):415-420.

Krueger, W.H., et K. Oliveira. 1999. Evidence for environmental sex determination in the American Eel, *Anguilla rostrata*, *Environmental Biology of Fishes* 55(4):381-389.

Labar, G.W., et D.E. Facey. 1983. Local movements and inshore population sizes of American Eels in Lake Champlain, Vermont, *Transactions of the American Fisheries Society* 112(1):111-116.

Lambert, P., et E. Rochard. 2007. Identification of the inland population dynamics of the European eel using pattern-oriented modelling, *Ecological modelling* 206(1-2):166-178.

Lambert, P., G. Verreault, B. Lévesque, V. Tremblay, J.-D. Dutil et P. Dumont. 2011. Détermination de l'impact des barrages sur l'accès de l'anguille d'Amérique (*Anguilla rostrata*) aux habitats d'eau douce et établissement de priorité pour des gains en habitat, Rapport technique canadien des sciences halieutiques et aquatiques 2921, 43 p.

Lammens, E.H.R.R., et J.T. Visser. 1989. Variability of mouth width in European Eel, *Anguilla anguilla,* in relation to varying feeding conditions in three Dutch lakes, *Environmental Biology of Fishes* 26(1):63-75.

Lamson, H.M. 2005. Movement patterns and growth of American Eels (*Anguilla rostrata*) between salt and freshwater, based on otolith microchemisty, mémoire de maîtrise, University of Northern British Columbia, Prince George (Colombie-Britannique), 72 p.

Lamson, H.M., J.C. Shiao, Y. Iizuka, W.-N. Tzeng et D.K. Cairns. 2006. Movement patterns of American Eels (*Anguilla rostrata*) between salt- and freshwater in a coastal watershed, based on otolith microchemistry, *Marine Biology* 149(6):1567-1576.

Lamson, H.M., D.K. Cairns, J.-C. Shiao, Y. Ilzuka et W.-N. Tzeng. 2009. American Eel, *Anguilla rostrata*, growth in fresh and salt water: implications for conservation and aquaculture, *Fisheries Management and Ecology* 16(4):306-314.

Larinier, M., et J. Dartiguelongue. 1989. La circulation des poissons migrateurs : le transit à travers les turbines des installations hydroélectriques, *Bulletin français de la pêche et de la pisciculture* 312-313:1-90.

Larinier, M., et F. Travade. 1999. La dévalaison des migrateurs : problèmes et dispositifs, *Bulletin français de la pêche et de la pisciculture* 353-354:181-210.

Larinier, M., M. Chanseau, C. Rigaud et P. Steinbach. 2006. Éléments d'aide à la définition d'une stratégie de restauration des axes de migration de l'anguille, rapport, Centre national du machinisme agricole, du génie rural, des eaux et des forêts (CEMAGREF), 23 p.

Larsson, P., S. Hamrin et L. Okla. 1990. Fat content as a factor inducing migratory behaviour in the eel (*Anguilla anguilla* L.) to the Sargasso Sea, *Naturwissenschaften* 77:488-490.

Lary, S.J., W.-D. Busch, C.M. Castigione et R. MacDonald. 1998. Distribution and availability of Atlantic Coast freshwater habitats for American Eel (*Anguilla rostrata*), U.S. Fish and Wildlife Service, Draft Administrative Report: 98-02.

Lecomte-Finiger, R. 1983. Modifications morphométriques et énergétiques au cours de la pigmentation de la civelle transparente d'*Anguilla anguilla* (L. 1758), *Vie et milieu* 33:87-92.

Lee, D.S. 1980. *Anguilla rostrata* Lesueur, pages 59-60 *in Atlas of North American freshwater fishes*, D. S. Lee, C.R. Gilbert, C.H. Hocutt, R.E. Jenkins, D.E. McAllister et J.R. Stauffer Jr. (éd.), North Carolina State Museum of Natural History, Raleigh (Caroline du Nord), Publication of the North Carolina Biological Survey: 1980-12.

Legault, A. 1988. Le franchissement des barrages par l'escalade de l'anguille, étude en Sèvre Niortaise, *Bulletin français de la pêche et de la pisciculture* 308:1-10.

Liew, P.K.L. 1976. Age and length composition of young American Eel (*Anguilla rostrata*) collected in the fishway at the Moses-Saunders Dam Cornwall, Ontario 1975, ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, district de Cornwall, 23 p.

Lickers, H. 2008. American Eel (*Anguilla rostrata*) and Aboriginal Peoples, document préparé pour le ministère des Richesses naturelles de l'Ontario.

Limburg, K.E., H. Wickström, H. Svedäng, M. Elfman et P. Kristiansson. 2003. Do stocked freshwater eels migrate Evidence from the Baltic suggests "Yes", pages 275-284 *in* D.A. Dixon (éd.), *Biology, Management, and Protection of Catadromous Eels*, compte rendu du First International Symposium, tenu à St. Louis (Missouri), ÉTATS-UNIS, les 21 et 22 août 2000, American Fisheries Society, Bethesda (Maryland), American Fisheries Society Symposium 33.

Luckey, F.J., L.C. Skinner, M. Whittle, D.J. Williams et A. Hayton. 2007. Anthropogenic chemical contaminants in fish, p. 23-34 *in* B.J. Morrison et S.R. LaPan (éd.), *The state of Lake Ontario in 2003*, Great Lakes Fishery Commission, Ann Arbor (Michigan), Special publication 07-01.

MacFarlane, R.E. 1999. An evaluation of the potential impacts of some Prince Edward Island impoundments on salmonid habitat, mémoire de maîtrise, Acadia University, Wolfville (Nouvelle-Écosse).

MacGregor, R., A. Mathers, P. Thompson, J.M. Casselman, J.M. Dettmers, S. LePan, T.C. Pratt et B. Allen. 2008. Declines of American Eel in North America: complexities associated with bi-national management, pages 357-381 *in* M.G. Schechter, W. W. Taylor et N. J. Leonard (éd.), *International governance of fisheries ecosystems: learning from the past, finding solutions for the future*, American Fisheries Society, Bethesda (Maryland).

MacGregor, R., J.M. Casselman, W.A. Allen, T. Haxton, J.M. Dettmers, A. Mathers, S. LaPan, T.C. Pratt, P. Thompson, M. Stanfield, L. Marcogliese et J.-D. Dutil. 2009. Natural heritage, anthropogenic impacts and bio-political issues related to the status and sustainable management of American Eel: A retrospective analysis and management perspective at the population level, pages 713-739 *in* A.J. Haro, K.L. Smith, R.A. Rulifson, C.M. Moffitt, R.J. Klauda, M.J. Dadswell, R.A. Cunjak, J.E. Cooper, K.L. Beal et T.S. Avery (éd.), *Challenges for Diadromous Fishes in a Dynamic Global Environment*, American Fisheries Society, Bethesda (Maryland), American Fisheries Society Symposium 69.

MacGregor, R., J. Casselman, L. Greig, W.A. Allen, L. McDermott et T. Haxton. 2010. Draft Recovery Strategy for the American Eel (*Anguilla rostrata)* in Ontario, Ontario Recovery Strategy Series, document préparé pour le ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, Peterborough (Ontario), vii + 78 p.

Machut, L.S., K.E. Limburg, R.E. Schmidt et D. Dittman. 2007. Anthropogenic impacts on American Eel demographics in Hudson River tributaries, New York, *Transactions of the American Fisheries Society* 136(6):1699-1713.

Machut, L.S., et K.E. Limburg. 2008. *Anguillicola crassus* infection in *Anguilla rostrata* from small tributaries of the Hudson river watershed, New York, USA, *Diseases of aquatic organisms* 79(1):37-45.

Maes, G.E., et F.A.M. Volckaert. 2002. Clinal genetic variation and isolation by distance in the European Eel *Anguilla anguilla* (L.), *Biological Journal of the Linnean Society* 77(4):509-521.

Maes, G.E., et F.A.M, Volckaert. 2007. Challenges for genetic research in European Eel management, *ICES Journal of Marine Science* 64(7):1463-1471.

Maes, G.E., J.A.M. Raeymaekers, C. Pampoulie, A. Seynaeve, G. Goemans, C. Belpaire et F.A.M. Volckaert. 2005. The catadromous European Eel *Anguilla anguilla* (L.) as a model for freshwater evolutionary ecotoxicology: Relationship between heavy metal bioaccumulation, condition and genetic variability, *Aquatic Toxicology* 73(1):99-114.

Maes, G.E, J.M. Pujolar, B. Hellemans et F.A.M. Volckaert. 2006. Evidence for isolation by time in the European Eel (*Anguilla anguilla* L.), *Molecular Ecology* 15(8):2095-2107.

Mandrak, N.E., et E.J. Crossman. 1992. A checklist of Ontario freshwater fishes: annotated with distribution maps, Royal Ontario Museum, Toronto (Ontario), 176 p., Life Sciences Publications.

Marcogliese. L., et J.M. Casselman, 2009. Long-Term Trends in Size and Abundance of Juvenile American Eels Ascending the Upper St. Lawrence River, pages 191-205 *in* J.M. Casselman et D.K. Cairns (éd.), *Eels at the edge: science, status, and conservation concerns*, compte rendu du Symposium international sur l'anguille tenu à Québec (Québec), CANADA, du 11 au 13 août 2003, American Fisheries Society, Bethesda (Maryland), American Fisheries Society Symposium 58.

Martin, M.H. 1995. The effects of temperature, river flow, and tidal cycles on the onset of glass eel and elver migration into fresh water in the American Eel, *Journal of Fish Biology* 46(8):891-902.

Mathers, A., et T.J. Stewart. 2009. Management of American Eels in Lake Ontario and the Upper St. Lawrence River, pages 359-366 *in* J.M. Casselman et D.K. Cairns (éd.), *Eels at the edge: science, status, and conservation concerns*, compte rendu du Symposium international sur l'anguille tenu à Québec (Québec), CANADA, du 11 au 13 août 2003, American Fisheries Society, Bethesda (Maryland), American Fisheries Society Symposium 58.

Mathers, A, et T.C. Pratt. 2011. 2010 Update on the Status and Progress on Management Goals for American Eel in Ontario [Mise à jour de 2010 sur l'état et les progrès en matière d'objectifs de gestion de l'anguille d'Amérique en Ontario], Secrétariat canadien de consultation scientifique – Document de recherche 2011/046, vi + 18 p. (comprend un résumé en français).

McCleave, J.D. 1980. Swimming performance of European Eel (*Anguilla anguilla* (L.)) elvers, *Journal of Fish Biology* 16(5):445-452.

McCleave, J.D. 2001. Simulation of the impact of dams and fishing weirs on reproductive potential of silver-phase American eels in the Kennebec River basin, Maine, *North American Journal of Fisheries Management* 21(3):592-605.

McCleave, J.D., R.C. Kleckner et M. Castonguay. 1987. Reproductive sympatry of American and European Eels and implications for migration and taxonomy, pages 286-297 *in* M.J. Dadswell, R.L. Klauda, C.M. Moffitt, R.L. Saunders, R.A. Rulifson et J.E. Cooper (éd.), *Common strategies of anadromous and catadromous fishes*, American Fisheries Society Symposium 1, Maryland.

McGrath, K.J., J. Bernier, S. Ault, J.-D. Dutil et K. Reid. 2003. Differentiating downstream migrating American Eels *Anguilla rostrata* from resident eels in the St. Lawrence River, pages 315-327 *in* D.A. Dixon (éd.), *Biology, Management, and Protection of Catadromous Eels*, compte rendu du First International Symposium, tenu à St. Louis (Missouri), ÉTATS-UNIS, les 21 et 22 août 2000, American Fisheries Society, Bethesda (Maryland), American Fisheries Society Symposium 33.

Medcof, J.C. 1969. Fishermen's reports of freshwater and saltwater migrations of Nova Scotia eels (*Anguilla rostrata*), *The Canadian Field-Naturalist* 83:132-138.

Miller, M.J. 2009. Ecology of Anguilliform leptocephali: remarkable transparent fish larvae of the ocean surface layer, *Aqua-BioScience Monographs* 2(4):1-94.

Miller, M.J., S. Kamura, K.D. Friedland, B. Knights, H. Kim, D.J. Jellyman et K. Tsukamoto. 2009. Review of ocean-atmosphere factors in the Atlantic and Pacific oceans influencing spawning and recruitment of Anguillid eels, pages 231-249 *in* A.J. Haro, K.L. Smith, R.A. Rulifson, C.M. Moffitt, R.J. Klauda, M.J. Dadswell, R.A. Cunjak, J.E. Cooper, K.L. Beal et T.S. Avery (éd.), *Challenges for Diadromous Fishes in a Dynamic Global Environment*, American Fisheries Society, Bethesda (Maryland), American Fisheries Society Symposium 69.

Mills, E.L., J.M. Casselman, R. Dermott, J.D. Fitzsimons, G. Gal, K.T. Holeck, J.A. Hoyle, O.E. Johannsson, B.F. Lantry, J.C. Makarewicz, E.S. Millard, I.F. Munawar, M. Munawar, R. O'Gorman, R.W. Owens, L.G. Rudstam, T. Schaner et T.J. Stewart. 2005. A synthesis of ecological and fish community changes in Lake Ontario, 1970-2000, Great Lakes Fisheries Commission Technical Report 67.

Ministère des Richesses naturelles de l'Ontario (MRNO). 2007. La *Loi de 2007 sur les espèces en voie de disparition*, disponible à l'adresse : http://www.mnr.gov.on.ca/fr/Business/Species/2ColumnSubPage/STEL02_168210.html (consulté le 20 décembre 2008).

Mochioka, N., et M. Iwamizu. 1996. Diet of anguilloid larvae: leptocephali feed selectively on larvacean houses and fecal pellets, *Marine Biology* 125(3):447-452.

Montén, E. 1985. *Fish and turbines: fish injuries during passage through power station turbines*, Vattenfall, Stockholm.

Moriarty, C. 1987. Factors influencing recruitment of the Atlantic species of Anguillid Eels, pages 483-491 *in* M.J. Dadswell, R.L. Klauda, C.M. Moffitt, R.L. Saunders, R.A. Rulifson et J.E. Cooper (éd.), *Common strategies of anadromous and catadromous fishes*, American Fisheries Society Symposium 1, Maryland.

Morrison, W.E., et D.H. Secor. 2003. Demographic attributes of yellow-phase American Eels (*Anguilla rostrata*) in the Hudson River estuary, *Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques* 60(12):1487-1501 (comprend un résumé en français).

Morrison, W.E., D.H. Secor et P.M. Piccoli. 2003. Estuarine habitat use by Hudson River American Eels as determined by otolith strontium: calcium ratios, pages 87-99 *in* D.A. Dixon (éd.), *Biology, Management, and Protection of Catadromous Eels*, compte rendu du First International Symposium, tenu à St. Louis (Missouri), ÉTATS-UNIS, les 21 et 22 août 2000, American Fisheries Society, Bethesda (Maryland), American Fisheries Society Symposium 33.

MPO (ministère des Pêches et des Océans). 2010. État de l'anguille d'Amérique et progrès relatifs aux objectifs de gestion, Secrétariat canadien de consultation scientifique, Avis scientifique 2010/062.

NatureServe. 2010. NatureServe Explorer: An online encyclopedia of life [application Web], version 7.1, NatureServe, Arlington (Virginie), disponible à l'adresse : http://www.natureserve.org/explorer/ (consulté le 17 février 2010; en anglais seulement).

Nicholls, T. 2011. Draft report on the potential impacts on American Eel habitat in Newfoundland and Labrador, Department of Environment and Conservation, Government of Newfoundland and Labrador, et Pêches et Océans Canada, Gouvernement of Canada, v + 39 p.

Nilo, P., et R. Fortin. 2001. Synthèse des connaissances et établissement d'une programmation de recherche sur l'Anguille d'Amérique (*Anguilla rostrata*), Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de la recherche sur la faune, 298 p.

Normandeau Associates Inc., et J.R. Skalski. 2000. Estimation of survival of American Eel after passage through a turbine at the St. Lawrence-FDR power project, New York, rapport final préparé pour la New York Power Authority, pagination multiple.

New York Power Authority (NYPA). 2010. Survey of American Eel in the tailwater of the International St. Lawrence Power Project, rapport final préparé par Riveredge Associates, pagination multiple.

O'Connor, J.F., et G. Power. 1973. Trout production and eels in Bill Lake, Saguenay County, Quebec, *Journal de l'Office des recherches sur les pêcheries du Canada* 30(9):1398-1401 (comprend un résumé en français).

Oliveira, K. 1997. Movements and growth rates of yellow-phase American Eels in the Annaquatucket River, Rhode Island, *Transactions of the American Fisheries Society* 126(4):638-646.

Oliveira, K. 1999. Life history characteristics and strategies of the American Eel, *Anguilla rostrata*, *Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques* 56(5):795-802 (comprend un résumé en français).

Oliveira, K., et J.D. McCleave. 2000. Variation in population and life history traits of the American Eel, *Anguilla rostrata*, in four rivers in Maine, *Environmental Biology of Fishes* 59(2):141-151.

Oliveira, K., J.D. McCleave et G.S. Wippelhauser. 2001. Regional variation and the effect of lake: river area on sex distribution of American Eels, *Journal of Fish Biology* 58(4):943-952.

Oliveira, K., et W.E. Hable. 2010. Artificial maturation, fertilization, and early development of the American Eel (*Anguilla rostrata)*, *Revue canadienne de zoologie* 88(11):1121-1128 (comprend un résumé en français).

Ontario Ministry of Natural Resources (OMNR). 2009. Lake Ontario Fish Communities and Fisheries: 2008 Annual Report of the Lake Ontario Management Unit, Ontario Ministry of Natural Resources, Picton (Ontario), Canada, rapport disponible à l'adresse : http://www.glfc.org/lakecom/loc/mgmt_unit/index.html (en anglais seulement).

Ontario Waterpower Association (OWA). 2010. Best Management Practices – Guide for American Eel and Waterpower in Ontario, rapport final, 91 p. + annexes.

Otake, T., K. Nogami et K. Maruyama. 1993. Dissolved and particulate organic matter as possible food sources for eel leptocephali, *Marine Ecology Progress Series* 92:27-34.

Overton, A.S., et R.A. Rulifson. 2009. Annual variability in upstream migration of glass eels in a southern USA coastal watershed, *Environmental Biology of Fishes* 84(1):29-37.

Palm, S., J. Dannewitz, T. Prestegaard et Wickström. 2009. Panmixia in European eel revisited: no genetic difference between maturing adults from southern and northern Europe, *Heredity* 103(1):82-89.

Palstra, A.P., V.J.T. van Ginneken, A.J. Murk et G.E.E.J.M. van den Thillart. 2006. Are dioxin-like contaminants responsible for the eel (*Anguilla anguilla*) drama?, *Naturwissenschaften* 93(3):145-148.

Palstra, A.P., D.F.M. Heppener, V.J.T. van Ginneken, C. Székely et G.E.E.J.M. van den Thillart. 2007. Swimming performance of silver eels is severely impaired by the swim-bladder parasite *Anguillicola crassus*, *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 352(1):244-256.

Pankhurst, N.W. 1982a. Changes in body musculature with sexual maturation in the European Eel, *Anguilla anguilla* (L.), *Journal of Fish Biology* 21(4):417-428.

Pankhurst, N.W. 1982b. Relation of visual changes to the onset of sexual maturation in the European Eel *Anguilla anguilla* (L.), *Journal of Fish Biology* 21(2):127-140.

Pankhurst, N.M., et J.N. Lythgoe. 1982. Structure and colour of the integument of the European Eel *Anguilla anguilla* (L.), *Journal of Fish Biology* 21(3):279-296.

Pankhurst, N.W., et P.W. Sorensen. 1984. Degeneration of the alimentary tract in sexually maturing European *Anguilla anguilla* (L.) and American Eels *Anguilla rostrata* (LeSueur), *Revue canadienne de zoologie* 62(6):1143-1149 (comprend un résumé en français).

Paulette, M.J., et K. Prosper. 2004a. K'at (ka:taq - America Eel): A Mi'kmaq customary food cache, *Atlantic Fisherman* 20(6):10-11.

Paulette, M.J., et K. Prosper. 2004b. Kat [ka'taq - American Eel]: A Mi'kmaq Customary Food Cache, *Mi'kmaq-Maliseet Nations News* May:12.

Pelletier, A.-M., et G. Verreault. 2009. Suivi dans la pêcherie de l'estuaire du Saint-Laurent des anguilles d'Amérique provenant des transferts effectués par Ontario Power Generation en 2008, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction générale du Bas-Saint-Laurent, Direction régionale de l'aménagement de la faune, 41 p.

Pierron, F., M. Baudrimont, A. Bossy, J.-P. Bourdineaud, D. Brèthes, P. Elie et J.-C. Massabuau. 2007. Impairment of lipid storage by cadmium in the European Eel (*Anguilla anguilla*), *Aquatic Toxicology* 81(3):304-311.

Pierron, F., M. Bauddrimont, M. Lucia, G. Durrieu, J.-C. Massabuau et P. Elie. 2008a. Cadmium uptake by the European Eel: trophic transfer in field and experimental investigations, *Ecotoxicology and Environmental Safety* 70(1):10-19.

Pierron, F., M. Baudrimont, S. Dufour, P. Elie, A. Bossy, S. Baloche, N. Mesmer-Dudons, P. Gonzalez, J.-P. Bourdineaud et J.-C. Massabuau. 2008b. How cadmium could compromise the completion of the European Eel's reproductive migration, *Environmental Science & Technology* 42(12):4607-4612.

Pratt, T.C., et A. Mathers. 2011. 2010 Update on the status of American Eel (*Anguilla rostrata*) in Ontario [Mise à jour de 2010 sur l'état de l'anguille d'Amérique (*Anguilla rostrata*) en Ontario], Secrétariat canadien de consultation scientifique – Document de recherche 2011/050, vi + 18 p. (comprend un résumé en français).

Pratt, T.C., et R.W. Threader. 2011. Preliminary evaluation of a large-scale American eel conservation stocking experiment, *North American Journal of Fisheries Management* 31(4):619-628.

Proman, J.M., et J.D. Reynolds. 2000. Differences in head shape of the European Eel, *Anguilla anguilla* (L.), *Fisheries Management and Ecology* 7(4):349-354.

Prosper. K. 2001. Mi'Kmaq and the American Eel (Kat), Working document, Mi'kmaq Fish and Wildlife Commission (Afton First Nation) et Social Research for Sustainable Fisheries, Antigonish (Nouvelle-Écosse), 34 p.

Prosper, K., et M.J. Paulette. 2002. Kat (American Eel): Life History - Scientific Name: *Anguilla rostrata*, Social Research for Sustainable Fisheries, Paqtnkek Fish and Wildlife Commission, Fact Sheet 6. http://faculty.msvu.ca/srsf/ResearchReports/FactSheets/FactSheet06.html (en anglais seulement)

Prosper, K. 2003. Paq'tnkek Mi'kmaq and Kat (Eels), *Mi'kmaq-Maliseet Nations News* July:11.

Prosper, K. 2004. Cultural relationship with Kat, *Native Journal* June:37-39.

Prosper, K., et M.J. Paulette. 2002. The Mi'kmaq Relationship with Kat (American Eel), Social Research for Sustainable Fisheries, Paqtnkek Fish and Wildlife Commission, Fact sheet 7.

Prosper, K., et M.J. Paulette. 2003a. Kat (American Eel, *Anguilla rostrata*) life history, pages 392-400 *in* N. Haggan, C. Brignall et L. Wood (éd.), *Putting Fishers' Knowledge to Work: conference proceedings*, du 27 au 30 août 2001, Fisheries Centre, University of British Columbia, Vancouver (Colombie-Britannique), Fisheries Centre Research Reports 11(1).

Prosper, K., et M.J. Paulette. 2003b. Paq'tnkek Mi'kmaq and Kat (American Eel – *Anguilla rostrata*): A Case of Cultural Importance and a Story of Decline, *The Navigator* 6(10):75-76.

Prosper, K., et M. J. Paulette. 2004a. American Eel (K'at) and Sharing (Utkunajik) – A Key Mi'kmaq Cultural Characteristic, *Mi'kmaq-Maliseet Nations News* September:11.

Prosper, K., et M.J. Paulette. 2004b. Sharing eel catch Mi'kmaq tradition, *Anishinabek News* October:24.

Prosper, K., et M.J. Paulette. 2004c. Traditional Wisdom can Build a Sustainable Future, *Atlantic Fisherman* August:2.

Prosper, K., et M.J. Paulette. 2005. Living Memories of our Ancestors, *Mi'kmaq-Maliseet Nations News* February:8.

Regional Aboriginal Species of Concern Working Group. 2008. Aboriginal Traditional Knowledge using the Example of the American Eel (*Anguilla rostrata*) – Draft, Moncton (Nouveau-Brunswick).

Renaud, C.B., K.L.E. Kaiser et M.E. Comba. 1995. Historical versus recent levels of organochlorine contaminants in lamprey larvae of the St. Lawrence River basin, Québec, *Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques* 52(2):268-275 (comprend un résumé en français).

Reyjol, Y., P. Brodeur, Y. Mailhot, M. Mingelbier et P. Dumont. 2010. Do native predators feed on non-native prey? The case of round goby in a fluvial piscivorous fish assemblage, *Journal of Great Lakes Research* 36(4):618–624.

Reynolds, C. 2011. The effect of acidification on the survival of American eel, mémoire de maîtrise, Dept. of Biology, Dalhousie University, Halifax (Nouvelle-Écosse). http://dalspace.library.dal.ca. (en anglais seulement)

Richardson, J.S., E.B. Taylor, D. Schluter, M. Pearson et T. Hatfield. 2010. Do riparian zones qualify as critical habitat for endangered freshwater fishes?, *Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques* 67(7):1197–1204 (comprend un résumé en français).

Richkus, W.A., et D. Whalen. 1999. American Eel (*Anguilla rostrata*) scoping study: a literature and data review of life history, stock status, population dynamics, and hydroelectric impacts, EPRI, Palo Alto (Californie): 1999: TR-111873, 122 p.

Richkus, W.A., et D.A. Dixon. 2003. Review of research and technologies on passage and protection of downstream migrating catadromous eels at hydroelectric facilities, *American Fisheries Society Symposium* 33:377-388.

Riemann, L., H. Alfredsson, M.M. Hansen, T.D. Als, T.G. Nielsen, P. Munk, K. Aarestrup, G.E. Maes, H. Sparholt, M.I. Petersen, M. Bachler et M. Castonguay. 2010. Qualitative assessment of the diet of European eel larvae in the Sargasso Sea resolved by DNA barcoding, *Biology Letters* 6(6):819-822.

Reist, J.D., F.J. Wrona, Frederick, T.D. Prowse, M. Power, J.B. Dempson, J.R. King et R.J. Beamish. 2006. An overview of effects of climate change on selected Arctic freshwater and anadromous fishes, *Ambio* 35(7):381-387.

Robinet, T., et E. Feunteun. 2002. Sublethal effects of exposure to chemical compounds: a cause for the decline in Atlantic eels?, *Ecotoxicology* 11(4):265-277.

Robitaille, J.A., P. Bérubé, S. Tremblay et G. Verreault. 2003. Eel fishing in the Great Lakes/St. Lawrence River system during the 20th century: signs of overfishing, pages 253-262 *in* D.A. Dixon (éd.), *Biology, Management, and Protection of Catadromous Eels*, compte rendu du First International Symposium, tenu à St. Louis (Missouri), ÉTATS-UNIS, les 21 et 22 août 2000, American Fisheries Society, Bethesda (Maryland), American Fisheries Society Symposium 33.

Rockwell, L.S., K.M.M. Jones et D.K. Cone. 2009. First record of *Anguillicoloides crassus* (Nematoda) in American Eels (*Anguilla rostrata*) in Canadian estuaries, Cape Breton, Nova Scotia, *Journal of Parasitology* 95(2):483-486.

Schmidt, J. 1922. The breeding places of the eel, *Philosophical Transactions of the Royal Society of London, Series B* 211:179-208.

Schmidt, R.E., C.M. O'Reilly et D. Miller. 2009. Observations of American Eels using an upland passage facility and effects of passage on the population structure, *North American Journal of Fisheries Management* 29(3):715-720.

Scott, W.B., et E.J. Crossman. 1974. *Poissons d'eau douce du Canada*, ministère de l'Environnement, Service des pêches et des sciences de la mer, Ottawa, Bulletin 184F, 1026 p.

Scott, W.B., et M.G. Scott. 1988. Atlantic Fishes of Canada, Canadian Bulletin of Fisheries and Aquatic Sciences 219, 731 p.

Shiao, J.C., L. Lozys, Y. Iizuka et W.-N. Tzeng. 2006. Migratory patterns and contribution of stocking to the population of European Eel in Lithuanian waters as indicated by otolith Sr:Ca ratios, *Journal of Fish Biology* 69(3):749-769.

Smith, E. 2010. Ottawa River American Eel Telemetry Project [Télésurveillance de l'Anguille d'Amérique dans la rivière des Outaouais], Club de chasse et de pêche d'Arnprior et du district, Projet appuyé par le Fonds d'intendance des espèces en péril.

Smith, M.W., et J.W. Saunders. 1955. The American Eel in certain fresh waters of the Maritime Provinces of Canada, *Journal de l'Office des recherches sur les pêcheries du Canada* 12(2):238-269.

Smogor, R.A., P.L. Angermeier et C.K. Gaylord. 1995. Distribution and abundance of American Eels in Virginia streams: tests of null models across spatial scales, *Transactions of the American Fisheries Society* 124(6):789-803.

Social Research for Sustainable Fisheries (SRSF), St. Francis Xavier University, and Paq'tnkek Fish and Wildlife Society. 2002. The Paq'tnkek Mi'kmaq and Kat (American Eel - *Anguilla rostrata*) – A Preliminary report of research results, Phase I, Antigonish (Nouvelle-Écosse), SRSF Research Report 4.

Sokolowski, M.S., et A.D.M. Dove. 2006. Histopathological Examination of Wild American Eels infected with *Anguillicola crassus, Journal of Aquatic Animal Health* 18(4):257-262.

Stanley, D., et G. Pope. 2009. OPG Action Plan for Offsetting Turbine mortality of American Eel at the R.H. Saunders Generating Station 2006-2011, Research into Trap and Transport as a Potential Mitigation Using Traditional Fisheries Methods 2008, document préparé pour les OPG American Eel Action Plan Executive Committee and Steering Committee, 74 p.

Stanley, D., et G. Pope. 2010. OPG Action Plan for Offsetting Turbine mortality of American Eel at the R.H. Saunders Generating Station 2006-2011 and Waterpower Agreement for Saunders Generating Station in Respect of American Eel, Research into Trap and Transport as a Potential Mitigation Using Traditional Fisheries Methods 2009, document préparé pour les OPG American Eel Action Plan Executive Committee and Steering Committee, 37 p. + annexes.

Sullivan, M.C., M. Howland et K.W. Able. 2009. An unwelcome guest? preliminary status of the American Eel swim bladder parasite *Anguillicola crassus* in New Jersey estuaries, p. 932 *in* A.J. Haro, K.L. Smith, R.A. Rulifson, C.M. Moffitt, R.J. Klauda, M.J. Dadswell, R.A. Cunjak, J.E. Cooper, K.L. Beal et T.S. Avery (éd.), *Challenges for Diadromous Fishes in a Dynamic Global Environment*, American Fisheries Society, Bethesda (Maryland), American Fisheries Society Symposium 69.

Taraborelli, A.C., M.G. Fox, T.B. Johnson et T. Schaner. 2010. Round Goby (*Neogobius melanostomus*) Population Structure, Biomass, Prey Consumption and Mortality from Predation in the Bay of Quinte, Lake Ontario, *Journal of Great Lakes Research* 36(4):625-632.

Tesch, F.W. 1977. The eel: biology and management of anguillids eels, Chapman and Hall, Londres, 437 p.

Tesch, F.W. 1998. Age and growth rates of North Atlantic eel larvae (*Anguilla* spp.) based on published length data, *Helgoländer Meeresuntersuchungen* 52(1):75-83.

The Nature Conservancy in Indiana. 2009. The American Eel, disponible à l'adresse : http://www.nature.org/wherewework/northamerica/states/indiana/misc/art23075.html (consulté le 13 décembre 2010; en anglais seulement).

Therrien, J. et G. Verreault. 1998. Évaluation d'un dispositif de dévalaison et des populations d'anguilles en migration dans la rivière Rimouski, ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction régionale du Bas-Saint-Laurent, Service de l'aménagement et de l'exploitation de la faune, et Groupe-conseil Génivar Inc., viii + 37 p.

Thibault, I., J.J. Dodson, F. Caron, W.-N. Tzeng, Y. Iizuka et J.-C. Shiao. 2007a. Facultative catadromy in American Eels: testing the conditional strategy hypothesis, *Marine Ecology Progress Series* 344:219-229.

Thibault, I., J.J. Dodson et F. Caron. 2007b. Yellow-stage American Eel movements determined by microtagging and acoustic telemetry in the St Jean River watershed, Gaspé, Quebec, Canada, *Journal of Fish Biology* 71(4):1095-1112.

Tomie, J.P.N. 2011. The ecology and behaviour of substrate occupancy by the American eel, mémoire de maîtrise, University of New Brunswick, 98 p.

Travade, F., et M. Larinier. 1992. La migration de dévalaison : problèmes et dispositifs, *Bulletin français de la pêche et de la pisciculture* 326-327:165-176.

Tremblay, V. 2004. Reproductive strategy of female American Eel (*Anguilla rostrata*) among five subpopulations in the St. Lawrence River watershed, mémoire de maîtrise en gestion de la faune et de ses habitats, Université du Québec à Rimouski, 50 p.

Tremblay, V. 2009a. Reproductive strategy of female American Eel (*Anguilla rostrata)* among five subpopulations in the St. Lawrence River watershed, pages 85-102 *in* J.M. Casselman et D.K. Cairns (éd.), *Eels at the edge: science, status, and conservation concerns*, compte rendu du Symposium international sur l'anguille tenu à Québec (Québec), CANADA, du 11 au 13 août 2003, American Fisheries Society, Bethesda (Maryland), American Fisheries Society Symposium 58.

Tremblay, V. 2009b. Projets de recherche complémentaire pour la réalisation du modèle d'approximation du gain de potentiel reproducteur chez l'anguille pour une hiérarchisation des gains d'habitats, rapport présenté au ministère des Pêches et des Océans du Canada, au ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec, et au Cemagref, Tecsult Inc., 42 p.

Tremblay, V., C. Cossette, J.-D. Dutil, G. Verreault et P. Dumont. 2011. Évaluation de la franchissabilité amont et aval pour l'anguille aux barrages [Assessment of upstream and downstream passability for eel at dams], Direction régionale des Sciences, Pêches et Océans Canada, Mont-Joli (Québec), Rapport technique canadien des sciences halieutiques et aquatiques 2912, x + 73 p.

Tsukamoto, K., I. Nakai et W.V. Tesch. 1998. Do all freshwater eels migrate?, *Nature* 396(6712):635-636.

U.S. Office of the Federal Register. 2007. Endangered and threatened wildlife and plants: 12-month finding on a petition to list the American Eel as threatened or endangered, Code of Federal Regulations, Title 50, Part 15, U.S. Government Printing Office, Washington D.C., ist. 72(22):4967–4997.

U.S. Fish and Wildlife Service (USFWS). 2007. Endangered Species Act Protection for American Eel Not Needed, communiqué de presse. http://www.fws.gov/news/NewsReleases/showNews.cfm?newsId=73C49E66-CA1E-2EC5-22EBD499912EC3E3 (en anglais seulement).

van Ginneken, V.J.T., et G.E. Maes. 2005. The European Eel (*Anguilla anguilla*, Linnaeus), its lifecycle, evolution and reproduction: a literature review, *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 15(4):367-398.

van Ginneken, V., G. Van Den Thillard et A. Palstra. 2005. Possible causes for the decline of the European Eel population, Fish and Diadromy in Europe: Ecology, Management and Conservation Symposium, tenu du 29 mars au 1er avril, Bordeaux, FRANCE.

van Ginneken, V., A. Palstra, P. Leonards, M. Niveveen, H. van den Berg, G. Flik, T. Spanings, P. Niemantsverdriet, G. van den Thillart et A. Murk. 2009. PCBs and the energy cost of migration in the European Eel (*Anguilla anguilla* L.), *Aquatic Toxicology* 92(4):213-220.

Velez-Espino, L.A., et M.A. Koops. 2010. A synthesis of the ecological processes influencing variation in life history and movement patterns of American Eel: towards a global assessment, *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 20(2):163-186.

Verdon, R., et D. Desrochers. 2003. Upstream migratory movements of American Eel *Anguilla rostrata* between the Beauharnois and Moses-Saunders power dams on the St. Lawrence River, pages 139-151 *in* D.A. Dixon (éd.), *Biology, Management, and Protection of Catadromous Eels*, compte rendu du First International Symposium, tenu à St. Louis (Missouri), ÉTATS-UNIS, les 21 et 22 août 2000, American Fisheries Society, Bethesda (Maryland), American Fisheries Society Symposium 33.

Verdon, R., D. Desrochers et P. Dumont. 2003. Recruitment of American Eels in the Richelieu River and Lake Champlain: provision of upstream passage as a regional-scale solution to a large-scale problem, pages 125-138 *in* D.A. Dixon (éd.), *Biology, Management, and Protection of Catadromous Eels*, compte rendu du First International Symposium, tenu à St. Louis (Missouri), ÉTATS-UNIS, les 21 et 22 août 2000, American Fisheries Society, Bethesda (Maryland), American Fisheries Society Symposium 33.

Verreault, G. 2002. Dynamique de la sous-population d'anguilles d'Amérique (*Anguilla rostrata*) du bassin versant de la rivière du Sud-Ouest, mémoire de maît , Direction de l'aménagement de la faune de la région du Bas-Saint-Laurent, Société de la faune et des parcs du Québec, 100 p.

Verreault, G., et P. Dumont. 2003. An estimation of American Eel escapement from the Upper St. Lawrence River and Lake Ontario in 1996 and 1997, pages 243-251 *in* D.A. Dixon (éd.), *Biology, Management, and Protection of Catadromous Eels*, compte rendu du First International Symposium, tenu à St. Louis (Missouri), ÉTATS-UNIS, les 21 et 22 août 2000, American Fisheries Society, Bethesda (Maryland), American Fisheries Society Symposium 33.

Verreault, G., et R. Tardif. 2006. Structure en âge des anguilles d'Amérique (*Anguilla rostrata*) en montaison au barrage hydroélectrique de Beauharnois en 2004, Direction de l'aménagement de la faune du Bas-Saint-Laurent, 14 p.

Verreault, G., P. Pettigrew, R. Tardif et G. Pouliot. 2003. The exploitation of the migrating silver American Eel in the St. Lawrence River Estuary, Québec, Canada, pages 235-234 *in* D.A. Dixon (éd.), *Biology, Management, and Protection of Catadromous Eels*, compte rendu du First International Symposium, tenu à St. Louis (Missouri), ÉTATS-UNIS, les 21 et 22 août 2000, American Fisheries Society, Bethesda (Maryland), American Fisheries Society Symposium 33.

Verreault, G., P. Dumont et Y. Mailhot. 2004. Habitat losses and anthropogenic barriers as a cause of population decline for American Eel (*Anguilla rostrata*) in the St. Lawrence watershed, Canada, CIEM CM 2004/S:04. Conférence scientifique annuelle 2004 du CIEM tenue du 22 au 25 septembre, Vigo, ESPAGNE, 12 p., disponible à l'adresse : http://www.ices.dk/products/cmdocs/2004/S/S0404.pdf (en anglais seulement).

Verreault, G., W. Dargere et R. Tardif. 2009. American Eel movements, growth, and sex ratio following translocation, pages 129-136 *in* J.M. Casselman et D.K. Cairns (éd.), *Eels at the edge: science, status, and conservation concerns*, compte rendu du Symposium international sur l'anguille tenu à Québec (Québec), CANADA, du 11 au 13 août 2003, American Fisheries Society, Bethesda (Maryland), American Fisheries Society Symposium 58.

Verreault, G. P. Dumont, J. Dussureault et R. Tardif. 2010. First record of migrating silver American Eels (*Anguilla rostrata*) in the St. Lawrence Estuary originating from a stocking program, *Journal of Great Lakes Research* 36(4):794-797.

Verreault, G., et A.-M. Pelletier. 2010. Recapture des anguilles d'Amérique provenant des travaux de capture et de transport d'Ontario Power Generation dans la pêcherie de l'estuaire du Saint-Laurent en 2010, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'expertise Faune-Forêts-Territoire, Direction générale du Bas-Saint-Laurent, 30 p.

Versar Inc. 2009. Review of technologies for guiding, capturing, holding, transporting, and monitoring outmigrating eels, document préparé pour la New York Power Authority par Versar Inc., Columbia (Maryland).

Vladykov, V.D. 1955. L'anguille, Département des pêcheries, Québec, 12 p., Poissons du Québec, Album nº6.

Vladykov, V.D. 1966. Remarks on the American Eel (*Anguilla rostrata* (LeSueur)), Sizes of elvers entering streams; the relative abundance of adult males and females; and present economic importance of eels in North America. *Verhandlungen Internationale Vereinigung fur Theoretische und Angewandte Limnologie* 16:1007-1017.

Vladykov, V.D. 1970. Progress reports Nos. 1 to 5 of the American eel *(Anguilla rostrata)* studies in Canada, Industrial Development Branch, Fisheries Service, Dept. of Fisheries and Forestry, Ottawa, 98 p.

Vladykov, V.D., et P.K.L. Liew. 1982. Sex of Adult American Eels (*Anguilla rostrata*) Collected as Elvers in Two Different Streams Along the Eastern Shore of Canada, and Raised in the Same Freshwater Pond in Ontario, Proceedings ot the 1980 North American Eel Conference; Ontario Fisheries Technical Report Series 4:6.

Vogel, G. 2010. Europe tries to save its eels, *Science* 239(5991):505-507.

Walsh, P.J., G.D. Foster et T.W. Moon. 1983. The effects of temperature on metabolism of the American Eel *Anguilla rostrata* (LeSueur): compensation in the summer and torpor in the winter, *Physiological Zoology* 56(4):532 540.

Wang, C.H., et W.-N. Tzeng. 2000. The timing of metamorphosis and growth rates of American and European Eel leptocephali: a mechanism of larval segregative migration, *Fisheries Research* 46(1-3):191-205.

Watene, E.M., et J.A.T. Boubée. 2005. Selective opening of hydroelectric dam spillway gates for downstream migrant eels in New Zealand, *Fisheries Management and Ecology* 12(1):69-75.

Watts, T.A., et D.H. Watts. 2004. Petition to list the American Eel as an endangered species pursuant to the United States Endangered Species Act 16 U.S.C. ss 1531-1544, disponible à l'adresse : http://www.glooskapandthefrog.org/ESA petition.htm (consulté le 20 décembre 2010; en anglais seulement).

Weeder, J.A., et J.H. Uphoff, Jr. 2009. Are American Eel harvests in Maryland's Chesapeake Bay sustainable, pages 347-358 *in* J.M. Casselman et D.K. Cairns (éd.), *Eels at the edge: science, status, and conservation concerns*, compte rendu du Symposium international sur l'anguille tenu à Québec (Québec), CANADA, du 11 au 13 août 2003, American Fisheries Society, Bethesda (Maryland), American Fisheries Society Symposium 58.

Wenner, C.A., et J.A. Musick. 1974. Fecundity and gonad observations of the American Eel, *Anguilla rostrata*, migrating from Chesapeake Bay, Virginia, *Journal de l'Office des recherches sur les pêcheries du Canada* 31(8):1387-1391 (comprend un résumé en français).

Westin, L. 1990. Orientation mechanisms in migrating European silver eel (*Anguilla anguilla*): temperature and olfaction, *Marine Biology* 106(2):175-179.

White, E.M., et B. Knights. 1997. Dynamics of upstream migration of the European Eel *Anguilla anguilla* (L.), in the rivers Severn and Avon, England, with special reference to the effects of man-made barriers, *Fisheries Management and Ecology* 4(4):311-324.

Wildlife Division. 2011. Management Plan for the American Eel (*Anguilla rostrata*) in Newfoundland and Labrador, Department of Environment and Conservation, Government of Newfoundland and Labrador, Corner Brook, CANADA, v + 29 p. http://www.env.gov.nl.ca/env/wildlife/endangeredspecies/American_Eel_Management_Plan.pdf (en anglais seulement).

Williams, B., et R.W. Threader, 2007. A Review of the Proceedings and Outcomes of the Workshop on the American Eel, *Anguilla rostrata*, Stocking in Canadian Waters - Montréal, CANADA, les 27 et 28 mars 2007.

Winn, H.E., W.A. Richkus et L.K. Winn. 1975. Sexual dimorphism and natural movements of the American Eel (*Anguilla rostrata*) in Rhode Island streams and estuaries, *Helgoländer Wissenschaftliche Meeresuntersuchungen* 27(2):156-166.

Wirth, T., et L. Bernatchez. 2001. Genetic evidence against panmixia in the European Eel, *Nature* 409(6823):1037-1039.

Wirth, T., et L. Bernatchez. 2003. Decline of North Atlantic eels: a fatal synergy?, *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 270(1516):681-688.

SOMMAIRE BIOGRAPHIQUE DE LA RÉDACTRICE DU RAPPORT

Le présent rapport a été préparé par Valérie Tremblay, biologiste de la vie aquatique auprès de la société AECOM (2, rue Fusey, Trois-Rivières [Québec] G8T 2T1, valerie.tremblay@aecom.com). M^{me} Tremblay a obtenu une maîtrise en biologie de l'Université du Québec à Rimouski en 2005. Son mémoire de maîtrise portait sur la stratégie de reproduction des anguilles d'Amérique femelles dans le bassin du Saint-Laurent. Elle a rédigé le premier rapport de situation sur l'anguille d'Amérique en 2006 sous l'égide du Groupe canadien de travail scientifique sur l'anguille (GCTSA), qui est composé de biologistes du ministère des Richesses naturelles de l'Ontario (MRNO), du ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec (MRNF, Secteur Faune Québec), et du ministère des Pêches et des Océans, et qui a pour mandat de coordonner les travaux canadiens de recherche et d'évaluation portant sur l'anguille. Valérie Tremblay, qui est membre du GCTSA, participe à plusieurs projets concernant les anguilles menés dans le système du haut Saint-Laurent et du lac Ontario et travaille fréquemment sur des espèces diadromes et des espèces aquatiques en péril.

COLLECTIONS EXAMINÉES

Aucun spécimen n'a été examiné.